

# **Turvetuotannon vesistö- kuormituksen muodostuminen ja sen hallintamahdollisuuksia**

**SulKa-hankkeen loppuraportti**

**Anssi Karppinen ja Heini Postila (toim.)**





# Turvetuotannon vesistö- kuormituksen muodostuminen ja sen hallintamahdollisuuksia

**SulKa-hankkeen loppuraportti**

**Anssi Karppinen ja Heini Postila (toim.)**





SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN RAPORTEJA 23 | 2015

Suomen ympäristökeskus

Vesikeskus

Taitto: Anssi Karppinen

Kannen kuva: Anssi Karppinen

Julkaisu on saatavana myös internetistä: [www.syke.fi/julkaisut](http://www.syke.fi/julkaisut) | [helda.helsinki.fi/syke](http://helda.helsinki.fi/syke)

Kopio-Niini Oy, Helsinki 2015

ISBN 978-952-11-4502-5 (nid.)

ISBN 978-952-11-4503-2 (PDF)

ISSN 1796-1718 (pain.)

ISSN 1796-1726 (verkkoj.)





## ALKUSANAT

Uusia innovatiivisia vesiensuojelumenetelmiä turvetuotannon vesistökuormituksen vähentämiseen (SulKa) – hankkeen tavoitteina oli selvittää kevättulvien ja rankkasateiden aiheuttamia virtaamia ja niiden aikaista vesienhallintaa, turvetuotantoalueella muodostuvan kuormituksen syntymekanismeja, pintavalutuskenttien tehokkuutta, niiden tehokkuuteen vaikuttavia tekijöitä ja vertailua varten luonnontilaisten soiden valumaveden veden laatua. Lisäksi selvitettiin kemiallisen vesienkäsittelyn toimivuutta ja ympäristövaikutuksia sekä keinoja parantaa pintavalutuskenttien fosforinpoistokykyä. Hanke toteutettiin 1.8.2011 – 31.3.2014.

Toteuttajina olivat Suomen ympäristökeskus (SYKE) ja Oulun yliopiston Vesi- ja ympäristötekniikan tutkimusryhmä (OY). Hankkeen vastuullisena johtajana SYKEN osalta toimi Raimo Ihme ja OY:n osalta Bjørn Kløve. Toteutuksesta vastasivat Suomen ympäristökeskuksessa Anssi Karppinen, Mirkka Hadzic, Kaisa Heikkinen, Mikko Tolkkinen, Minna Kuoppala, Jaakko Saukkoriipi ja Raimo Ihme. Oulun yliopistossa hankkeessa työskentelivät Elisangela Heiderscheidt, Bjørn Kløve, Shahram Mohammadighavam, Riku Eskelinen, Ali Torabi Haghighi, Tapio Tuukkanen, Heini Postila ja Hannu Marttila. Maasto- ja laboratoriotöissä avustivat mm. Maaru Moilanen, Teemu Rissanen, Vili-Petteri Niemelä, Tatu Junno ja Osmo Murtovaara Suomen ympäristökeskuksesta, sekä Tuomo Reinikka, Tuomo Pitkänen, Saira Pahkakangas, Joonas Alaraudanjoki, Elina Heikkala, Aleks Hursti, Valtteri Brotherus, Julien Cassaux, Florian Dedieu, Elena Marzol, Sergio Lozano ja Justice Akanegbu Oulun yliopistosta. Lisäksi hankkeeseen osallistui Suomen ympäristökeskuksen Ympäristömittaus- ja testauslaboratorion henkilöstöä.

Hankkeen rahoitti Vapo Oy. Vapo Oy:n puolelta hankkeen ohjaukseen osallistuivat erityisesti Anneli Wichmann, Jaakko Soikkeli ja Teija Hakalahti-Siren.

Anssi Karppinen ja Heini Postila (toim.)

Oulussa, toukokuussa 2015

## KIRJOITTAJAT

Eskelinen Riku, DI, Tutkija, Oulun yliopisto, Vesi- ja ympäristötekniikan tutkimusryhmä

Hadzic Mirkka, FM, Tutkija, Suomen ympäristökeskus, Oulun toimipaikka

Heiderscheidt Elisangela, DI, Tutkija, Oulun yliopisto, Vesi- ja ympäristötekniikan tutkimusryhmä

Heikkinen Kaisa, FT, Erikoistutkija, Suomen ympäristökeskus

Ihme Raimo, TkT, Toimipaikan vastuuhenkilö / Asiakkuuspäällikkö, Suomen ympäristökeskus, Oulun toimipaikka

Karppinen Anssi, DI, Tutkija, Suomen ympäristökeskus, Oulun toimipaikka

Kløve Bjørn, Professori, Oulun yliopisto, Vesi- ja ympäristötekniikan tutkimusryhmä

Marttila Hannu, TkT, Tutkija, Oulun yliopisto, Vesi- ja ympäristötekniikan tutkimusryhmä

Mohammadighavam Shahram, DI, Tutkija, Oulun yliopisto, Vesi- ja ympäristötekniikan tutkimusryhmä

Postila Heini, DI/FM, Tutkija, Oulun yliopisto, Vesi- ja ympäristötekniikan tutkimusryhmä

Tolkkinen Mikko, FM, Tutkija, Suomen ympäristökeskus, Oulun toimipaikka

Torabi Haghighi Ali, TkT, Tutkija, Oulun yliopisto, Vesi- ja ympäristötekniikan tutkimusryhmä

Tuukkanen Tapio, DI, Tutkija, Oulun yliopisto, Vesi ja ympäristötekniikan tutkimusryhmä

## SISÄLLYS

|  |           |
|--|-----------|
| <b>1 Johdanto.....</b>   | <b>7</b>  |
| <b>2 Kevättulvien ja rankkasateiden aiheuttamat virtaamat ja niiden aikainen vesienhallinta.....</b>                 | <b>9</b>  |
| 2.1 Johdanto.....  | 10        |
| 2.2 Valunnan muodostuminen.....  | 11        |
| 2.2.1 Tehdyt mittaukset ja käytetyt analyysimenetelmät.....  | 11        |
| 2.2.2 Tulokset ja johtopäätökset .....   | 13        |
| 2.2.2.1 Sadanta-valunta ja valuntakerroin .....  | 13        |
| 2.2.2.2 Yksikkövaluntakäyrä ja synteettinen yksikkövaluntakäyrä .....  | 15        |
| 2.2.2.3 DRAINMOD-malli.....  | 17        |
| 2.2.2.4 Hec-HMS malli.....   | 18        |
| 2.2.3 Onko nykyinen mitoitus riittävä?.....  | 19        |
| 2.3 Lumen sulanta ja vedenlaadun sekä pintavalutuskentän toiminnan seuranta .....                                    | 20        |
| 2.3.1 Aineisto ja menetelmät .....   | 20        |
| 2.3.2 Lumensulamiskauden tulokset ja johtopäätökset.....   | 22        |
| 2.3.3 Tulokset: pintavalutuskentän toiminta 2012 .....   | 25        |
| <b>3 Maaperäominaisuuksien vaikutus kiintoaine- ja ravinnekuormituksen muodostumiseen turvetuotantoalueilla.....</b> | <b>31</b> |
| 3.1 Johdanto.....  | 33        |
| 3.2 Aineisto ja menetelmät .....   | 34        |
| 3.3 Tulokset ja niiden tarkastelu.....   | 37        |
| 3.3.1 Kiintoaine.....  | 37        |
| 3.3.2 Fosfori .....  | 40        |
| 3.3.3 Typpi .....  | 43        |
| 3.3.4 COD <sub>Mn</sub> ja rauta.....  | 44        |
| 3.3.5 Massamääräisen kuormituksen ennakointi .....   | 44        |
| 3.4 Yhteenveto ja johtopäätökset .....   | 46        |
| <b>4 Pintavalutuskentät turvetuotannon vesienkäsittelyssä.....</b>   | <b>48</b> |
| 4.1 Johdanto.....  | 49        |
| 4.2 Luonnontilaisten suoalueiden ja turvetuotannon valumaveden laatu ja kuormitus.....                               | 50        |
| 4.2.1 Aineisto ja menetelmät .....   | 50        |
| 4.2.2 Tulokset ja niiden tarkastelu .....  | 52        |
| 4.2.2.1 Kiintoaine .....   | 52        |
| 4.2.2.2 Orgaaninen hiili (humus).....  | 54        |
| 4.2.2.3 Rauta ja alumiini.....   | 56        |
| 4.2.2.4 Kiintoaineen, orgaanisen hiilen ja raudan kuormitus .....  | 57        |
| 4.2.3 Johtopäätökset ja suositukset .....  | 60        |
| 4.3 Humuksen laatu ojittamattomilla ja ojitetuilla pintavalutuskentillä.....   | 62        |
| 4.3.1 Aineisto ja menetelmät .....   | 62        |
| 4.3.2 Tulokset ja niiden tarkastelu .....  | 63        |
| 4.3.3 Yhteenveto .....   | 65        |
| 4.4 Rakennetekijöiden vaikutus ojitetujen ja ojittamattomien pintavalutuskenttien puhdistustuloksiin .....           | 66        |
| 4.4.1 Aineisto ja menetelmät .....   | 67        |
| 4.4.2 Tulokset ja niiden tarkastelu .....  | 68        |



|  |            |
|--|------------|
| 4.4.2.1 Kenttien rakenteelliset ominaisuudet ja hydraulinen kuormitus .....  | 68         |
| 4.4.2.2 Kenttien puhdistustehokkuus.....   | 70         |
| 4.4.2.3 Kenttien rakenteellisten ominaisuuksien vaikutus puhdistustulokseen.....   | 72         |
| 4.4.3 Yhteenveto ja jatkotutkimustarpeet .....   | 78         |
| 4.5 Pintavalutuskenttien turpeen alkuainepitoisuuksien vaikutus valumaveden fosforin<br>pidättymiseen pintavalutuskentillä.....              | 81         |
| 4.5.1 Aineisto ja menetelmät .....   | 81         |
| 4.5.2 Tulokset ja tulosten tarkastelu .....  | 82         |
| 4.5.3 Johtopäätökset ja suositukset .....  | 84         |
| 4.6 Pintavalutuskenttien puhdistustehokkuuden tehostamismahdollisuuksia<br>sorptiomateriaalien avulla .....                                  | 86         |
| <b>5 Kemiallisen vesienkäsittelyn edut, haitat ja mahdollisuudet .....</b>   | <b>88</b>  |
| 5.1 Johdanto.....  | 89         |
| 5.2 Kemiallisen vesienkäsittelyn edut ja haitat .....  | 90         |
| 5.2.1 Aineisto ja menetelmät .....   | 90         |
| 5.2.2 Tulokset ja niiden tarkastelu .....  | 91         |
| 5.2.2.1 Pienkemikaloinnin vaikutukset käsiteltävän veden ja turvetuotannon<br>alapuolisten, vedet vastaanottavien uomien veden laatuun ..... | 91         |
| 5.2.2.2 Pienkemikaloinnin toiminnan vertailu varsinaiseen kemialliseen<br>vesienkäsittelyyn ja pintavalutuskenttiin.....                     | 97         |
| 5.2.3 Johtopäätökset ja suositukset .....  | 101        |
| 5.3 Rautasulfaatin ja orgaanisten polymeerien toiminnan arviointi turvetuotannon<br>valumavesien puhdistuksessa.....                         | 103        |
| 5.3.1 Aineisto ja menetelmät .....   | 104        |
| 5.3.2 Tulokset ja tulosten tarkastelu .....  | 106        |
| 5.3.2.1 Annosmäärät .....  | 106        |
| 5.3.2.2 Puhdistustehokkuus .....   | 106        |
| 5.3.2.3 Laskeutuminen ja flokinmuodostus.....  | 107        |
| 5.3.2.4 Veden pH:n vaikutus .....  | 107        |
| 5.3.2.5 Sekoituksen vaikutus .....   | 108        |
| 5.3.2.6 Apuflokkulantien lisäyksen vaikutus .....  | 109        |
| 5.3.3 Johtopäätökset ja suositukset .....  | 110        |
| <b>6 Yhteenveto.....</b>   | <b>111</b> |
| <b>Lähteet .....</b>   | <b>114</b> |
| <b>Liite 1 .....</b>   | <b>119</b> |
| <b>Kuvailulehdet .....</b>   | <b>124</b> |

# 1 Johdanto

Valumavesien mukana eri maankäyttömuodoista päätyy vesistöihin ravinteita ja kiintoainetta. Fosforikuormituksen määrä Suomessa vuonna 2013 oli maataloudesta 1 800 t/a, haja-asutuksesta 400 t/a, metsätaloudesta 231 t/a, turvetuotannosta 21 t/a ja luonnonhuuhtoumana 1 600 t/a (Suomen ympäristökeskus 2014). Vastaavasti typpeikuormituksen määrä oli maataloudesta 30 200 t/a, metsätaloudesta 3 253 t/a, haja-asutuksesta 2 750 t/a, turvetuotannosta 555 t/a ja luonnonhuuhtoumana 41 500 t/a. Kiintoainekuormitus voi olla eloperäistä eli orgaanista tai epäorgaanista esim. savea tai hiesua. Turvemaiden käytöstä aiheutuvan kiintoainekuormituksen on arvioitu jakautuvan Suomessa seuraavasti: turvemaiden metsätalous 71 000 t/a, turvepeltojen viljely 37 500 t/a ja turvetuotanto 4 580 t/a (MMM 2011). Humusaineet muodostavat osan luonnonvesissä esiintyvistä orgaanisista aineista, ja ne vaikuttavat muun muassa veden väriin. Eri maankäyttömuotojen humusaineiden kuormituksesta ei ole olemassa kattavaa selvitystä, sillä orgaanisten aineiden kuormitusta on pääasiassa seurattu vain turvetuotantoalueilta lähtevästä vedestä. Menetelmänä on usein käytetty COD<sub>Mn</sub>-analyysia, jossa määritetään kemiallisesti hapettuvan orgaanisen ja epäorgaanisen aineen määrä. Eri maankäyttömuotojen osuus vesistöjen valuma-alueiden pinta-aloista, sekä niiden osuus vesistöön kohdistuvasta kokonaiskuormituksesta, vaihtelee merkittävästi valuma-alueittain.

Suomen maapinta-alasta soiden ja turvemaiden osuus on 29 % (9,3 milj. ha) (MMM 2011). Tästä suurin osa, 68 % (6,3 milj. ha) on metsätalouskäytössä, luonnonsoita on noin 13 % (1,2 milj. ha), viljelykäytössä olevia turvemaita 2,7 % (0,25 milj. ha), ja turvetuotannossa sekä turvetuotantoalueen valmistelussa olevia soita 0,8 % (0,07 milj. ha). Alueellisesti suovarot ovat jakautuneet niin, että Lapissa, Pohjois-Pohjanmaalla ja Kainuussa niitä on selvästi enemmän kuin Etelä-Suomessa.

Valuma-alueilta lähtevään kuormitukseen vaikuttavat maankäyttömuoto sekä alueen hydrologia (sadanta, valunta, haihdunta), geokemia ja maaperän ominaisuudet. Kuormitus vaihtelee myös vuosittain ja vuodenajoittain. Turvetuotantoalueilla kiintoainekuormitusta aiheuttavat tuotantopintojen ja ojaston eroosio (Kløve ym. 2012b). Koska osa ravinteista kulkee kiintoainepartikkelien mukana, vaikuttaa tämä myös ravinnekuormitukseen. Luonnontilaiseen suoalueeseen verrattuna, ravinnekuormitusta aiheuttavat ja lisäävät jonkin verran mm. tuotantoalueen ojituksen seurauksena kiihtynyt turpeen hajoaminen ja ravinteiden vapautuminen sekä lisääntynyt valunta pidemmälle maatuneiden turvekerrosten läpi. Luonnontilaisissa soissa vesi virtaa pääasiassa vettä läpäisevässä pintaturpeessa ja elävässä pintakasvustossa. Tarkkaa tietoa maaperäominaisuuksien vaikutuksesta tuotantoalueen kuormituksen syntyyn ei kuitenkaan ole vielä olemassa. Alueen hydrologiset olosuhteet vaikuttavat kuormituksen suuruuteen sekä vesimäärän että valunnan kulkureitin kautta. Vesi voi virrata esimerkiksi keväällä jäisen turvekerroksen pinnalla tai kuivana kautena syvällä turvekerroksessa. Kevättulvilla ja rankkasateilla on arveltu olevan merkittävä vaikutus turvetuotannon kiintoainekuormitukseen, mutta näiden vaikutuksesta ei vielä ole riittävästi tietoa.

Turvetuotantoalueella syntyvää kuormitusta vähennetään sekä perustason vesiensuojelurakenteilla (sarkaojarakenteet, joissa lietetaskut lietteen pidättämistä varten, laskeutusaltaat, virtaamansäätöpädot), että tehostettujen vesienkäsittelymenetelmien (pintavalutuskentät, kemiallinen käsittely) avulla. Useissa aiemmissa tutkimuksissa on jo selvitetty ojittamattomien pintavalutuskenttien toimivuuteen vaikuttavia tekijöitä (Heikkinen ym. 1994; Heikkinen ym. 1995a; Heikkinen ym. 1995b; Heikkinen ym. 2003; Heikkinen & Ihme, 1995; Huttunen ym. 1996; Ihme ym. 1991; Ihme 1994; Kantonen 2011; Kløve ym. 2012a). Tietoa on hankittu myös ojittettujen pintavalutuskenttien toiminnasta (Postila ym. 2007; Kantonen 2011; Postila ym. 2011; Kløve ym. 2012a). Pintavalutuskenttien puhdistustehokkuuksissa esiintyy vaihtelua, ja vaikka tähän vaikuttavia tekijöitä jo tunnetaankin, vaatii asia vielä lisäselvitystä. Pienkemikaloinnin toimivuuteen vaikuttavia tekijöitä on selvitetty aiemmin mm. TuVeKu-hankkeessa (Kløve ym. 2012a). Kemiallisessa käsittelyssä on esiintynyt ongelmia käsittelyn tehokkuuden ja yleisen toimivuuden kanssa, joten toimivuuteen vaikuttavista tekijöistä tulisi saada lisää tietoa. Lisää tietoa tarvitaan myös luonnontilaisten soiden kuormituksesta, ja erityisesti sen eroista suhteessa eri maankäyttömuotojen kuormitukseen.

Kemiallisella vedenkäsittelyllä voidaan poistaa tehokkaasti kiintoainetta, fosforia ja myös orgaanista ainetta, mutta toisaalta sillä ei voida poistaa epäorgaanista typpeä. Lisäksi kemiallisessa käsittelyssä yleensä käytetään rauta- ja alumiinipohjaisia saostuskemikaaleja, jotka voivat lisätä haitallisten aineiden määrää vesistöissä. Hapan vesi ja metallit voivat yhdessä aiheuttaa haittaa vesistöjen eliöille. Pintavalutuskentillä vedestä yleensä voidaan poistaa kiintoainetta, fosforia, typpeä ja myös epäorgaanista typpeä, mutta koska suoalueilta luonnostaankin huuhtoutuu orgaanista ainetta, niiden orgaanisen aineen pidätyskyky on heikko.

Kemiallisen vedenkäsittelyn toimivuuteen vaikuttavat käsiteltävän veden ominaisuudet kuten pH, kiintoaineen ja orgaanisen aineksen pitoisuudet, lämpötila sekä vedenkäsittelykemikaalin (koagulantti) tyyppi, annostelu ja sekoitusolosuhteet. Pintavalutuskentän toimivuuteen vaikuttavat mm. pintavalutuskentän koko, maaperä, ojitus, viipymä ja kasvisto sekä käsittelyyn tulevan valumaveden laatu. Yleensä ottaen isoista pitoisuuksista on helpompi saada aikaan suurempia poistumia, oli menetelmä kumpi tahansa. Kun pitoisuudet ovat lähellä luonnontilaista tasoa, poistumien saavuttaminen on pintavalutuskenttien avulla käytännössä lähes mahdotonta.

Tässä tutkimuksessa selvitettiin muun muassa turvetuotantoalueiden hydrologiaa ja kuormituksen muodostumiseen vaikuttavia tekijöitä turvetuotantoalueilla. Lisäksi selvitettiin tekijöitä, jotka vaikuttavat laskeutusaltaiden alapuolisilla tehostetuilla vesienkäsittelyratkaisuilla, pintavalutuksella ja kemiallisella vedenkäsittelyllä, saavutettaviin puhdistustuloksiin.



## **2 Kevättulvien ja rankkasateiden aiheuttamat virtaamat ja niiden aikainen vesienhallinta**

*Bjørn Kløve, Riku Eskelinen, Shahram Mohadighavam, Ali Torabi Haghighi*

## 2.1 Johdanto

Lumensulanta ja rankkasateet voivat aiheuttaa suuria valuntoja. Hajakuormituksesta (esim. maataloudesta) mitattujen havaintojen perusteella on voitu osoittaa, että ainepitoisuudet ja kuormitus ovat myös silloin suuria. Turvetuotannossa on käytössä vesienkäsittelymenetelmiä, jotka voivat vaikuttaa valunnan ja ainepitoisuuksien välisiin suhteisiin. Turvetuotannon valumavesien pitoisuuksia ja niiden vesiensuojelullista merkitystä on ollut vaikea arvioida suurien virtaamien aikana. Ohijuoksutukset suurten valumien aikaan saattavat aiheuttaa suuren kuormituksen, mikä on ongelma vesiensuojelun kannalta.

Turvetuotannon ympäristönsuojeluohjeen (2013) mukaan vedet tulee käsitellä kaikissa virtausolosuhteissa. Riittävän käsittelyn aikaansaamiseksi on veden viipymän rakenteissa oltava riittävä. Myös ohijuoksutuksia tulvatilanteissa tulisi välttää. Riittävä viipymä voidaan aikaansaada tasaamalla virtaamaa, mitä on osittain toteutettu pumppukuivatuksella ja virtaaman säätöpatojen avulla. Virtaaman tasaaminen on mahdollista vain, jos turvesuolla on riittävästi varastotilaa valumaveden väliaikaiseen pidätykseen altaissa ja ojissa. Nykykäytännön (Turvetuotannon ympäristönsuojeluohje 2013) mukaan rakenteille voidaan joissakin tapauksissa tehdä ohitusmahdollisuus poikkeuksellisia tulvatilanteita varten. Se otetaan käyttöön vain rakenteiden rikkoutumisen estämiseksi ja ohituksesta ilmoitetaan ELY-keskukselle. Toisaalla ohjeet ovat osin ristiriitaisia, sillä ohjeessa sanotaan, että pumpuille ei saa tehdä ohitusmahdollisuutta, vaan mahdollisissa häiriötilanteissa vesi kerätään tuotantoalueen ojastoon ja altaisiin.

SulKa -hankkeen yhtenä osatavoitteena oli selvittää hydrologisia kysymyksiä; turvetuotantoalueelta muodostuvan vesimäärän ja sen laadun vaihtelua sekä pintavalutuskentän vaikutusta valumaveden laadun vaihteluun. SulKa-hankkeessa tutkittiin erilaisia hydrologisia tilanteita (kevätvalunta ja kesävalunta). Osatehtävässä haettiin vastauksia kysymyksiin, miten lumi turvetuotantoalueilla sulaa ja muodostaa kuormitusta, sekä millainen on sulannan aikainen vedenlaatu? Lisäksi selvitettiin kuinka hyvin Korentosuo:n pintavalutuskenttä puhdistaa valumavesistä kiintoainetta ja liukoisia aineita eri valuntatilanteissa. Kolmanneksi selvitettiin miten valunta muodostuu sadannasta turvetuotantoalueella: kuinka paljon valuntaa muodostuu erilaissa hydrologisissa tilanteissa, esim. maan ollessa kuiva tai märkä.

Tutkimusaineisto kerättiin Korentosuo:ltä, jossa seurattiin valumaveden määrää ja laatua päivittäisillä näytteenottoilla keväällä ja kesällä 2012. Pienelle osavaluma-alueelle asennettiin virtaaman-, pohjaveden pinnankorkeuden, ja sadannan mittauspisteet sekä mitattiin maaperän hydraulisia ominaisuuksia. Saadut aineistot analysoitiin matemaattisilla malleilla ja laskentamenetelmillä. Osatehtävässä hyödynnettiin myös olemassa olevaa sääaineistoa kyseisiltä alueilta.

## 2.2 Valunnan muodostuminen

*Bjørn Kløve, Shahram Mohadighavam, Ali Torabi Haghighi*

Turvetuotantosoon valunta muodostuu vesisateesta ja lumen sulannasta. Suuria valuntoja aiheuttavia sadannan ääriarvoja arvioidaan hydrologiassa tilastollisin menetelmin ns. toistuvuusanalyysin avulla. Sadannan toistuvuus on tärkeä tieto, koska sen avulla voidaan arvioida paikallisesti muodostuvia maksimivaluntoja. Toistuvuus kertoo, kuinka usein tietty arvo todennäköisesti toistuu tietyssä mittauspaikassa. Esimerkiksi, jos toistuvuus on kerran kymmenessä vuodessa, on todennäköisintä, että 10 vuoden aikana tämä sadannan arvo toistuu kerran. Toisaalta on mahdollista, mutta ei yhtä todennäköistä, että sade toistuu vasta 20 vuoden kuluttua. Toistuvuudeltaan harvemmat sateet saattavat toistua myös peräkkäisinä vuosina. Taulukossa 1 on esitetty Ilmatieteen laitoksen Kajaanin ja Oulun havaintoasemien sadeaineistojen perusteella lasketut päivittäisen maksimisadannan toistuvuusarvot.

Taulukko 1. Päivittäisen maksimisadannan (mm/d) toistuvuusarvoja Kajaanissa ja Oulussa.

| Toistuvuusaika<br>(a) | Maksimisadanta (mm/d) |      |
|-----------------------|-----------------------|------|
|                       | Kajaani               | Oulu |
| 1                     | 15                    | 14   |
| 2                     | 26                    | 24   |
| 5                     | 35                    | 31   |
| 10                    | 40                    | 34   |
| 25                    | 47                    | 40   |
| 50                    | 51                    | 43   |
| 100                   | 55                    | 47   |

Valunnan muodostumiseen turvetuotantoalueella vaikuttavat myös maaperän ominaisuudet, kuten turpeen kosteus, huokoisuus ja hydraulinen johtavuus. Myös ojituksella, kaltevuudella ja mahdollisella pumppauksella on merkitystä. Koska sade muuttuu valunnaksi, kun maaperän vedenpidätyskyky täyttyy, vaikuttaa maaperän kosteus oleellisesti valunnan suuruuteen. Sade kuivaan maahan ei juuri aiheuta valuntaa. Turvesoilla sarkaojien syvyys vaihtelee varsin paljon, mikä vaikuttaa luonnollisesti turpeen kuivumiseen ja turvekentän kosteuteen. Alueella, jossa on syviä ojia, turpeen kosteus on yleensä pienempi, jolloin valuntahuippuja pienentää maaperän kyky varastoida vettä ja viivyttää valuntaa. Vettä varastoituu turpeen huokostilavuuteen, joka myös vaihtelee turpeen tiivistymisen seurauksena ja turpeen laadun mukaan, eli ns. tehoisa huokoisuus voi pienentyä, kun turve on painunut ja se on maatuneempaa. Turpeen vedenläpäisykyky (hydraulinen johtavuus) vaikuttaa mm. sateen imeytymiseen, pohjaveden pintaan, maan kuivatustilaan ja veden poistumiseen turpeesta. Valunnassa eri turvetuotantoalueiden välillä on eroja edellä kuvattujen tekijöiden takia. Valuntaan alueiden välillä vaikuttaa myös mahdollinen yhteys pohjaveteen, joka voi lisätä tai jopa vähentää valuntaa. Valuntatilanne on talvella ja keväällä erilainen Suomen eri osissa: eteläosissa ja länsirannikolla lunta on vähemmän ja talvivalunta on suurempi.

### 2.2.1 Tehdyt mittaukset ja käytetyt analyysimenetelmät

Korentosoon (Utajärvi) turvetuotantoalueelle (kts. liite 1) perustettiin sadannan, virtaaman ja pohjaveden pinnan jatkuvatoimiset mittauspaikat 2012. Mittauspaikat sijoitettiin pienelle osavalmualueelle (15,8 ha), jonne pumpun vaikutus ei ulotu (kuva 1). Virtaamaa mitattiin V-mittapadon ja siihen asennetun pinnankorkeusanturin (Solinst) avulla, joka tallensi tiedot 5 minuutin välein. Pohjavesiputkia oli kaksi, ja ne ulottuivat noin 2,5 metrin syvyyteen turpeen alapuoliseen mineraalimaahan.



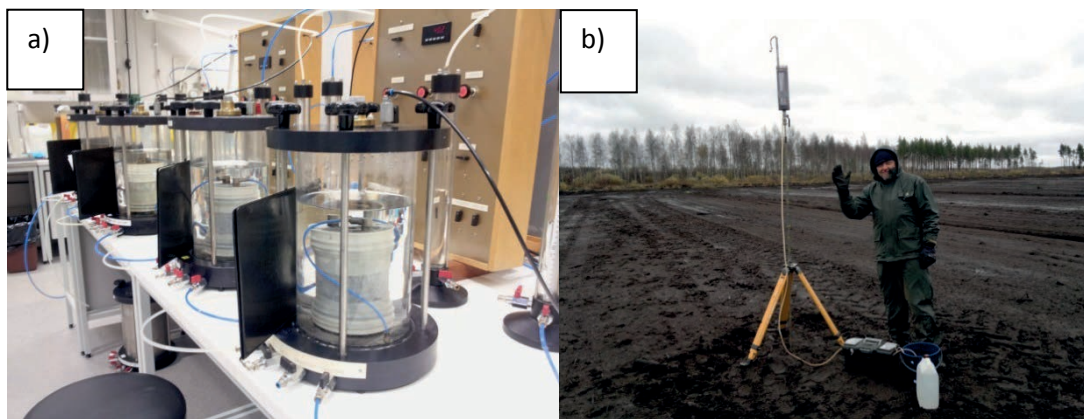
Pohjavesiputkiin oli myös asennettu jatkuvatoimiset Solinstin pinnankorkeusloggerit, jotka tallensivat pinnankorkeuden 30 min välein. Sadantamittari tallensi mittaukset aina, kun sadantaa oli tullut 0,2 mm.



Kuva 1. Korentosuo turvetuotantoalue ja hydrologisen seurannan koealueen sijoittuminen siellä. A = virtaamanmittauspato, B ja C = pohjavesiputkien paikat, D = sadantamittari ja E = Solinstin pinnankorkeusanturien vaatima barometri.

Sadannan ja valunnan ominaisuuksien analysointia varten valittiin joitakin havainnoituja Korentosuo turvetuotantoalueen sadanta-valunta -tapahtumia tarkempaan tarkasteluun, sekä laskettiin valuntakerroin, joka kuvaa kuinka suuri osuus sadannasta muuttuu valunnaksi erilaisissa tilanteissa. Yksikkövaluntakäyrää ja synteettistä yksikkövaluntakäyrää käytettiin toistuvuudeltaan erilaisten sateiden ja erilaisten kentän kosteustilojen sadantojen aiheuttamien valuntojen laskentaan (MATLAB). SCS -synteettinen yksikkövaluntakäyrä on USA Soil Conservation Service:n (USCS) kehittämä ns. dimensioton menetelmä valunnan arvioitiin. Siinä muodostetaan riippuvuus sadannan ja siitä muodostuvan valunnan välillä käyttäen mitattua aineistoa. Menetelmä sopii ns. tehoisan sadannan aiheuttaman valunnan arviointiin (eli oletetaan, että koko sadanta muodostaa valuntaa tilanteessa, jossa maa on märkä).

Korentosuo turvetuotantoalueella tehtiin myös maaperän hydrologiaan ja ojien ominaisuuksiin liittyviä mittauksia. Turpeen hydraulinen johtavuus määritettiin kentällä muuttuvapaineisen pietso-metrin avulla (kuva 2b). Ojitusrakenteet käytiin läpi. Sylinterin muotoisiin, n. 10 cm halkaisijaltaan oleviin muoviputkiin otettiin maaperänäytteet vuonna 2012. Näytteistä määritettiin turpeen hydraulinen johtavuus myös laboratoriossa kenttämittausten lisäksi (kuva 2a). Laboratoriossa määritettiin myös vedenpidätyskäyrä turpeen eri kerroksista. Näitä tietoja hyödynnettiin mallinnuksessa.



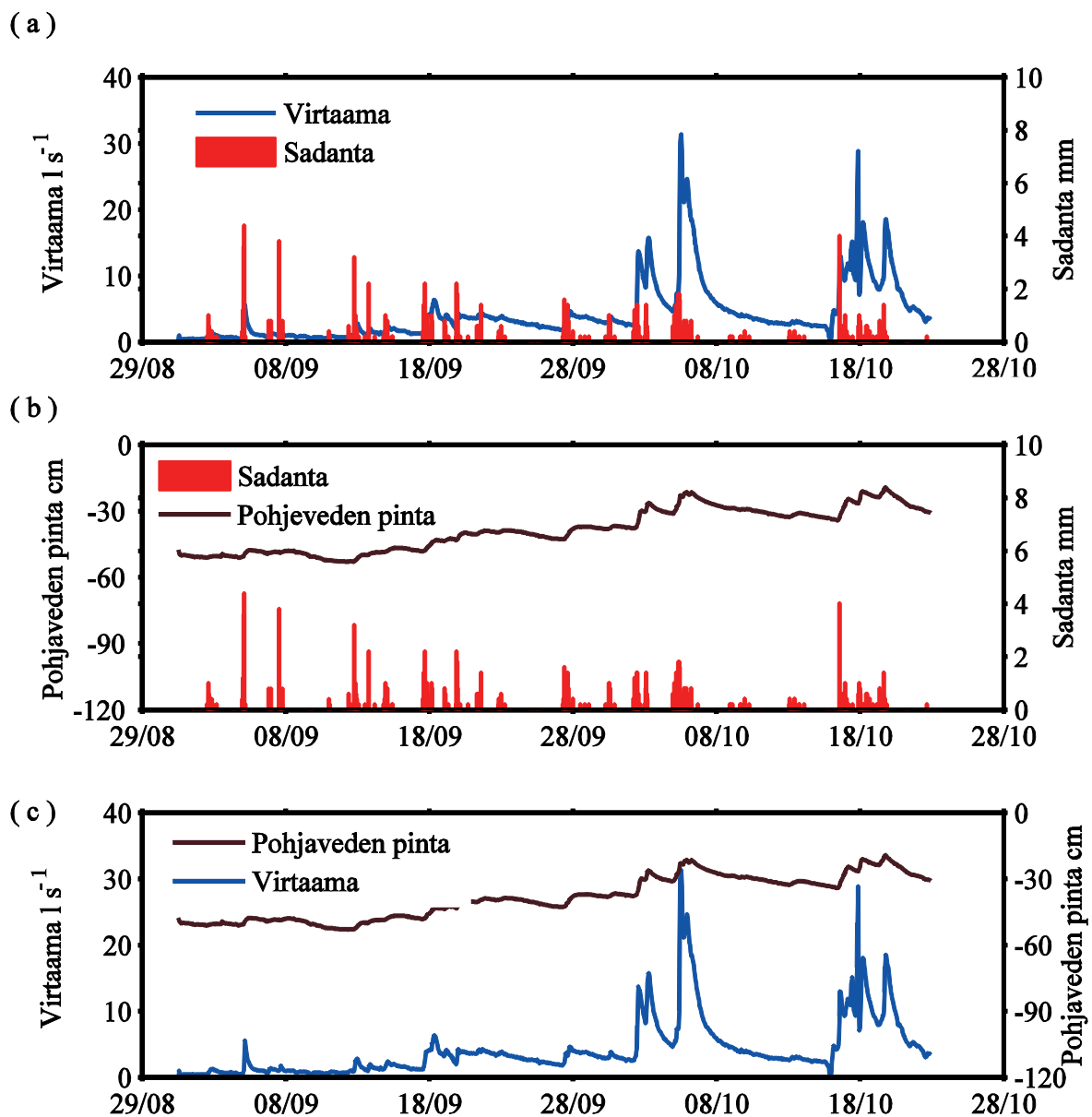
Kuva 2. a) Hydraulisen johtavuuden mittaus laboratoriossa ja b) maastossa muuttuvapaineisen pietsometrin avulla. (Kuvat: a) Justice Akanegbu, b) Shahram Mohammadighavam)

Erilaisia hydrologisia malleja on paljon ja ne sopivat erilaisiin käytännön tilanteisiin. Tässä työssä hyödynnettiin yleisesti käytettyjä DRAINMOD ja Hec-HMS malleja valunnan määrän arviointiin turvetuotantoalueella. DRAINMOD -malli on kehitetty USA:ssa (North Carolina University) valunnan ja maan vesitalouden laskentaan, nimenomaan turvetuotantoaluetta muistuttavassa maaperässä, jossa pohjaveden pinta on korkealla ja ojaväli tiheä, sisältäen erilaisia ojarakenteita. Hec-HMS (US Army Corps of Engineers), on hydrologis-hydraulinen malli, joka mahdollistaa monimutkaisten uomaverkostojen huomioimisen, mutta jonka hydrologinen kuvaus on varsin yksinkertainen. Mallien etuna on se, että niitä voidaan käyttää (kalibroida) pienemmällä aineistolla, ja niillä voidaan tehdä ennusteita esimerkiksi ojituksen muutosten vaikutuksista ja maan ominaisuuksien vaihtelusta (esim. kentän vedenjohtavuuden muutos ojituksen edetessä). Kuukausittaisia ja päivittäisiä Korentosuon minimi-, maksimi- ja keskiarvo-valuntatilanteita simuloitiin DRAINMOD -mallilla käyttäen Ilmatieteen laitoksen Pelson havaintoaseman sadanta- ja ilman lämpötila-aineistoa vuosilta 1959–2013.

## 2.2.2 Tulokset ja johtopäätökset

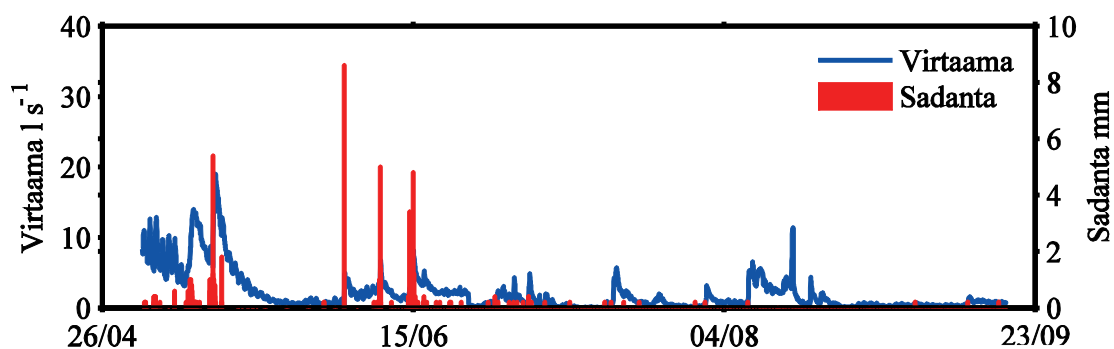
### 2.2.2.1 Sadanta-valunta ja valuntakerroin

Kesän ja syksyn 2012 aikana Korentosuolla valuntaa muodostui etenkin lokakuussa, jolloin kenttä oli kostea ja sateet aiheuttivat useamman virtaamahuipun. Kesällä kentän ollessa kuiva, sade ei juuri aiheuttanut valuntaa. Sadannan, virtaaman ja pohjavedenpinnan aikasarjat roudattomalta kaudelta 2012 ja 2013 on esitetty kuvissa (kuvat 3 ja 4). Tuloksista laskettiin eri sadanta-valuntatapahtumille ns. valuntakerroin. Valuntakerroin kertoo, kuinka paljon sadannasta muuttuu välittömästi valunnaksi, jolloin esim. kerroin 0,2 tarkoittaa, että 20 % sadannasta muuttuu valunnaksi.

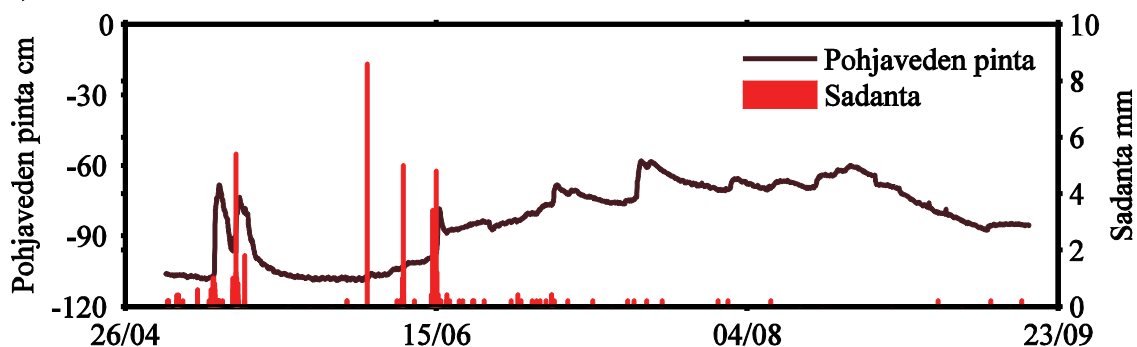


Kuva 3. Vuoden 2012 a) sadanta (mm) ja virtaama (l/s), b) sadanta (mm) ja pohjaveden pinta (cm) c) pohjaveden pinta (cm) ja virtaama (l/s) Korentosuolla. Yksittäinen sadantapalkki kuvaa mitattua kolmen tunnin sadantaa.

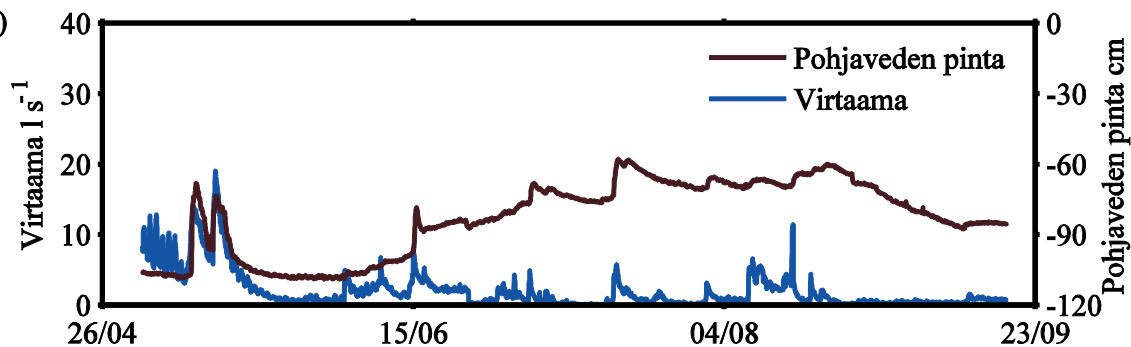
(a)



(b)



(c)



Kuva 4. Vuoden 2013 a) sadanta (mm) ja virtaama ( $\text{l/s}$ ), b) sadanta (mm) ja pohjaveden pinta (cm) c) virtaama ( $\text{l/s}$ ) ja pohjaveden pinta (cm). Yksittäinen sadantapalkki kuvaa mitattua kolmen tunnin sadantaa.

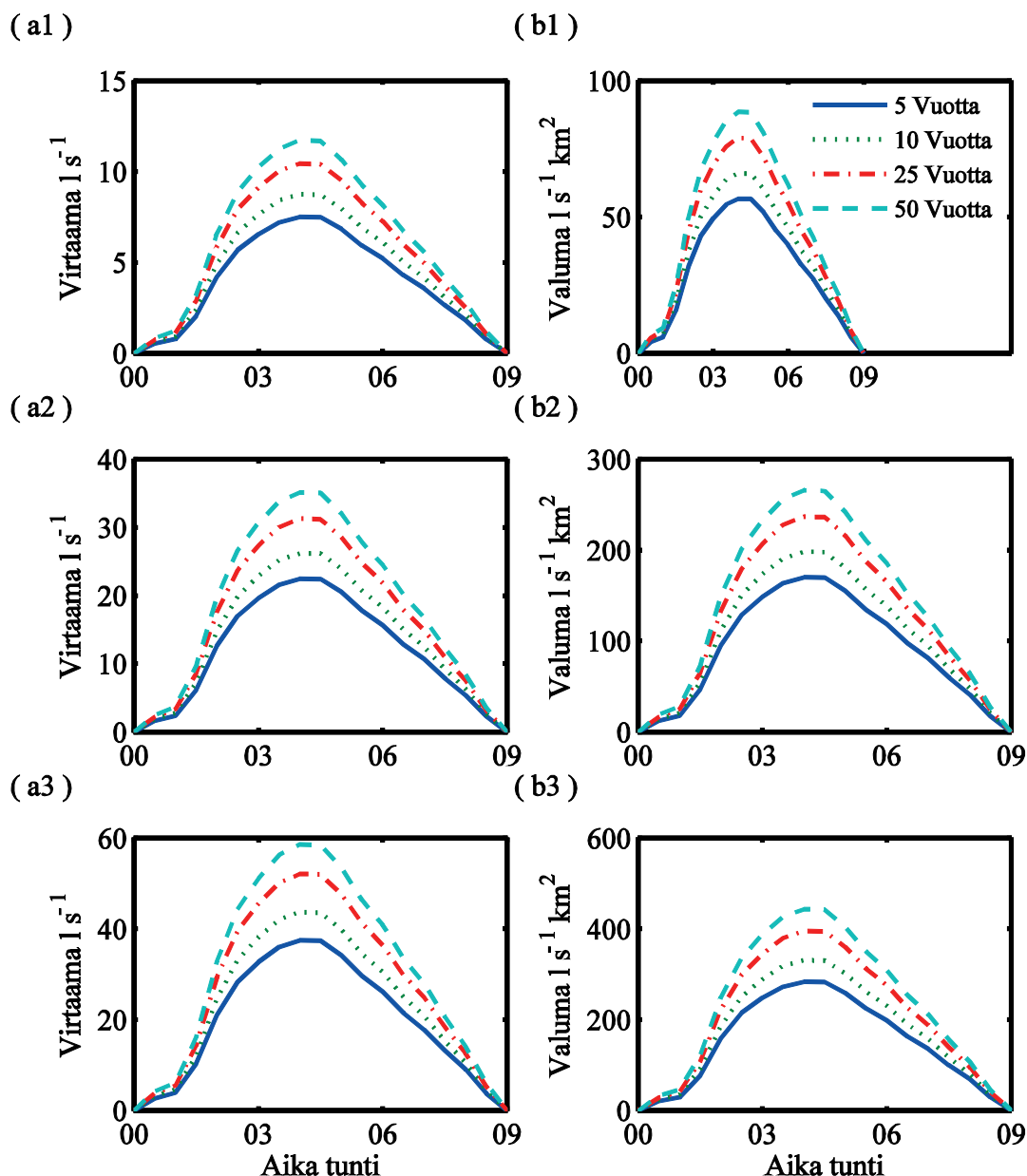
Tarkasteltaessa Korentosuon alueen erilaisia sadanta-valunta -tapahtumia havaittiin, että valuntakerroin vaihtelee paljon. Esimerkiksi kesäkuun tarkastelluissa ja esitetyissä sadanta-valuntatapahtumissa valuntakerroin vaihteli arvojen 0,07 - 0,57 välillä ja syksyn esitetyillä tarkastelukerroilla arvot vaihtelivat 0,17–0,85 välillä.

#### 2.2.2.2 Yksikkövaluntakäyrä ja synteettinen yksikkövaluntakäyrä

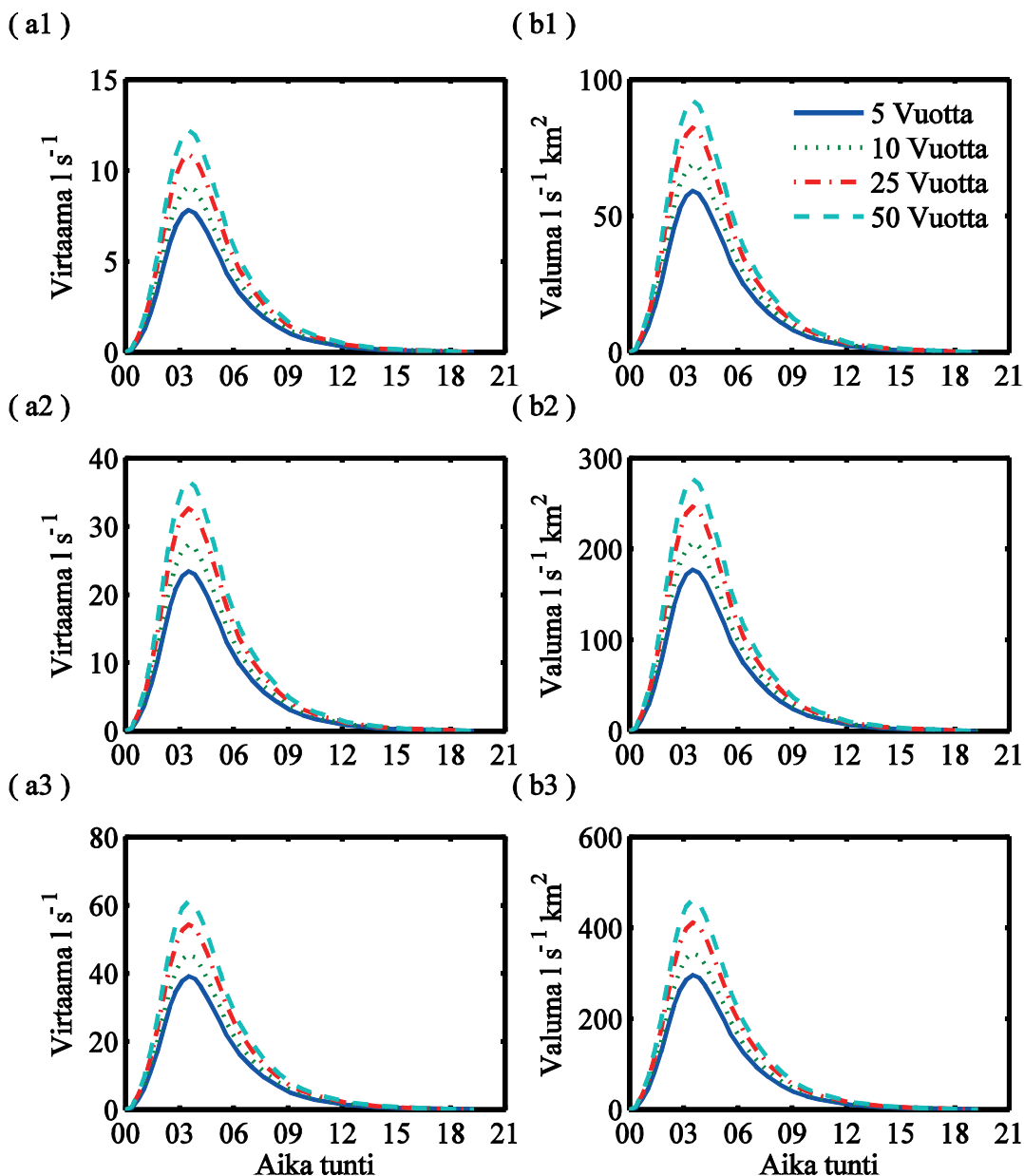
Yksikkövaluntakäyrää ja synteettistä yksikkövaluntakäyrää sekä havaittua sadanta-valunta -aineistoa käytettiin arvioimaan eri sadantojen aiheuttamia valuntoja toistuvuudeltaan erilaisille sateille (taulukko 1) sekä erilaiselle kentän kosteusolosuhteille (kuvat 5 ja 6). Kerätyn sadanta-aineiston perusteella

arvioitiin valuntakerroin eri kosteusolosuhteille: tavanomainen tilanne (0.6), kuiva (0.3) tilanne, ja märkä (0.9) tilanne. Tulosten perusteella:

- Kentän ollessa kostea (pohjaveden pinta korkealla), syntyy suuri valunta
- Sateen kestolla ei ole merkittävää vaikutusta valunnan suuruuteen
- Kentän ollessa kuiva, suuri osa sateesta imeytyy kenttään eikä aiheuta valuntaa
- Sademäärä vaikuttaa roudattoman ajan valuntaan, mutta kentän kosteustilaa vähemmän.



Kuva 5. Yksikkövaluntakäyrä 3 tunnin sateelle 1) kuivalle (valuntakerroin 0,3), 2) tavanomaiselle (valuntakerroin 0,6) ja 3) kostealle kentän tilanteelle (valuntakerroin 0,9) perustuen Korentosuon aineistoon. Tulos esitetty Korentosuon a) virtaamana sekä b) valumana. Sateet otettu taulukosta 1, selitteessä mainittujen 5, 10, 25 ja 50 vuoden toistuvuusajojen kohdalta.

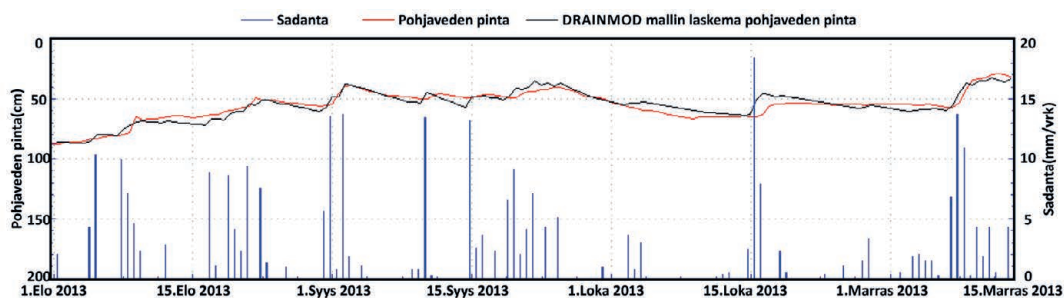


Kuva 6. SCS menetelmällä lasketut a) virtaamat ja b) valumat ja niiden toistuvuus 3 tunnin sateelle kuivalle 1) kuivalle (valuntakeroin 0,3), 2) tavanomaiselle (valuntakeroin 0,6) ja 3) kostealle kentän tilanteelle (valuntakeroin 0,9), selitteessä mainittujen 5, 10, 25 ja 50 vuoden toistuvuusajkojen kohdalta.

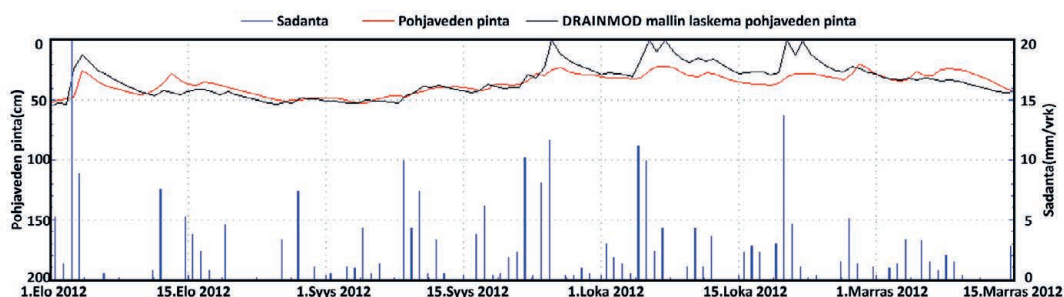
### 2.2.2.3 DRAINMOD-malli

DRAINMOD -mallin kalibrointi vuoden 2013 aineistoon tehtiin Korentosuon päivittäisellä aineistolla (kuva 7). Kalibrointi onnistui hyvin, sillä simuloitu ja mitattu pohjaveden pinta olivat lähellä toisiaan. Runsas sadanta nostaa pohjaveden pintaa, ja sateiden välillä pohjaveden pinta laskee. Mallin validointi vuoden 2012 aineistolla onnistui osittain, sillä kaikkia havaittuja muutoksia pohjaveden pinnankorkeudessa malli ei pystynyt simuloimaan (kuva 8). Lisäksi malli simuloi Korentosuon pohjaveden pinnan nousun maan pintaan, mitä ei kuitenkaan mittauksilla havaittu. Vaikka pohjaveden simulointi pääsääntöisesti onnistuu hyvin, aiheuttaa mallinnuksessa epävarmuutta haihdunnan arvioiminen. DRAINMOD todennäköisesti aliarvioi haihduntaa, jolloin valunnan määrä on liian suuri.





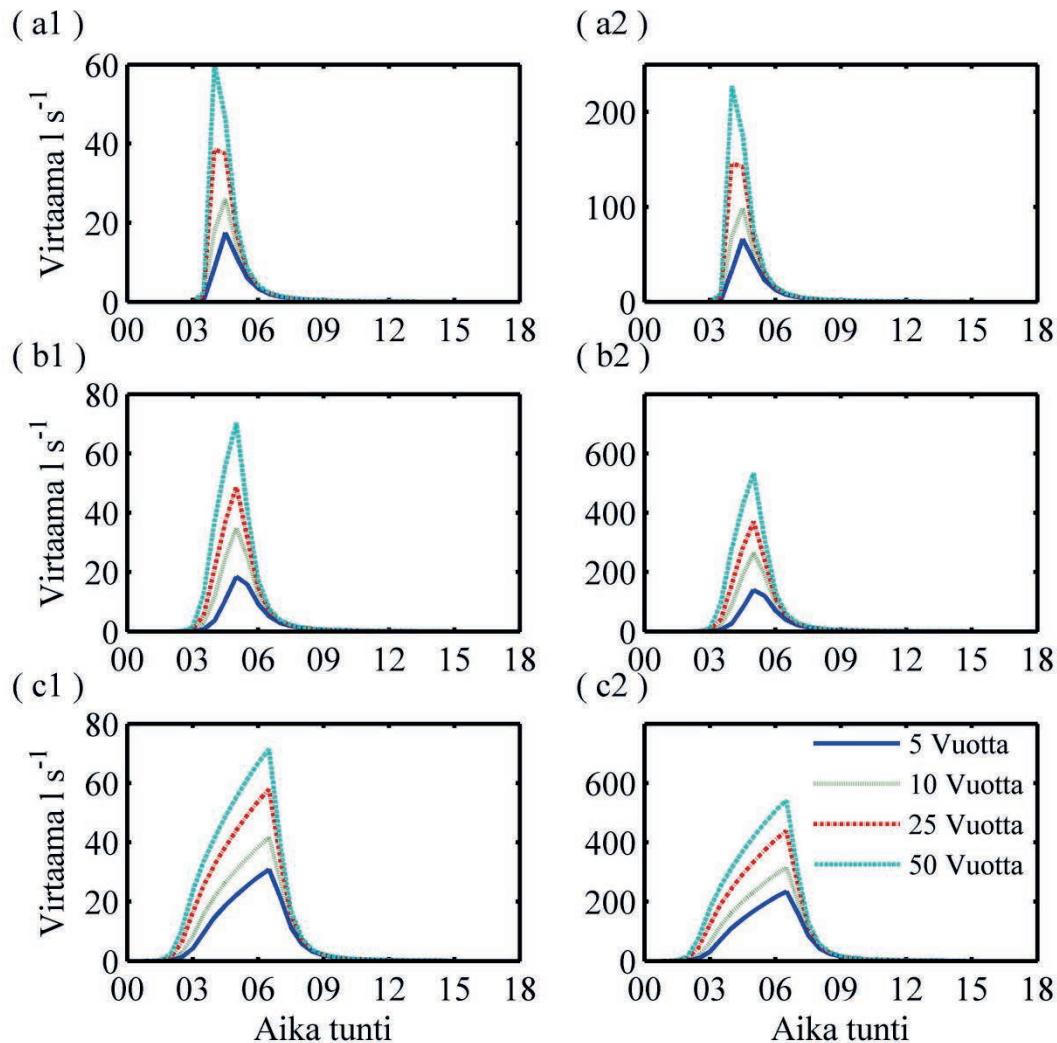
Kuva 7. Sadanta ja pohjaveden pinta sekä DRAINMOD -mallin laskema pohjaveden pinta Korentosuolla kesällä ja syksyllä 2013 eri sateiden aikana (kalibrointi). Sadantapalkki kuvaa yhden vuorokauden sadantaa.



Kuva 8. Sadanta ja pohjaveden pinta sekä DRAINMOD -mallin laskema pohjaveden pinta Korentosuolla ja kesällä ja syksyllä 2012 eri sateiden aikana (validointi). Sadantapalkki kuvaa yhden vuorokauden sadantaa.

#### 2.2.2.4 Hec-HMS malli

DRAINMOD – malli soveltuu pohjaveden pinnan ja ojitetun alueen hydrologian simulointeihin, mutta Hec-HMS-mallinnus soveltuu paremmin uomaverkon toimivuuden ja valunnan pitäytymisen arvioimiseen valuma-alueilla. Hec-HMS – malli toimii myös lyhyen ajan resoluutiolla eli se simuloi nopeita valunnan muutoksia paremmin kuin DRAINMOD, jossa käytetään tunnin aika-askelta. Mallinnus kuvaa vain valunnan muodostumista ojasossa eikä ota laskeutusaltaita tai mahdollista pumppausta sekä pintavalutusta huomioon. Laskennan tulos, kun oletetaan mallin CN -parametrin (United States Department of Agriculture, 1986) arvoksi 72 (kostealla maaperälle se arvioitiin arvoksi 89 ja kuivalle 54), on esitetty kuvassa (kuva 9). CN -parametri on yksikkövaluntakäyrämenetelmän mukainen käyrä-luku, joka on määritetty maankäytön, maaperätyypin ja sen kosteuden mukaan.



Kuva 9. HEC-HMS –mallin simuloima virtaama 1) Korentosuo osavalmu-alueella A (hydrologian koealue) sekä 2) 1 km<sup>2</sup> alueelle a: 1 tunnin b: 3 tunnin ja c: 6 tunnin sadannoille ja niiden toistuvuuksille.

### 2.2.3 Onko nykyinen mitoitus riittävä?

Nykyisessä mitoituksessa pumppaamo pystyy käsittelemään noin vuosittaisen maksimisadannan aiheuttaman valunnan (noin 100 l/s/km<sup>2</sup>). Laskeutusaltaiden mitoituksessa (300 l/s/km<sup>2</sup>) on varauduttu noin kerran 30 vuodessa maksimisadannan (noin 45 mm/d) aiheuttamaan valuntaan Oulu-Kajaani akselilla.

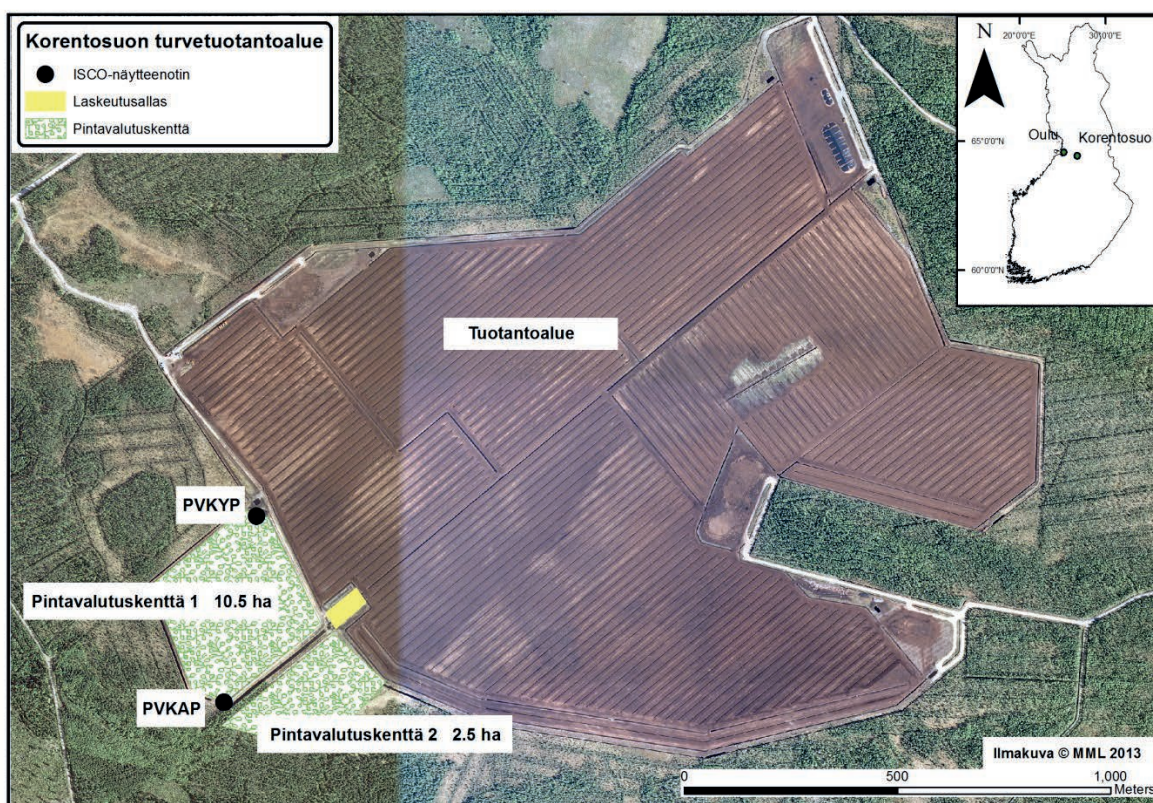
Mitä pienempään kuormitukseen virtaaman poikkeustulvatilanteessa (huippuvirtaama/ ylivirtaamatilanne) pyritään, sitä rankempaan sateeseen ja suurempaan sademäärään on mitoituksessa varauduttava. Tämä vaikuttaa suoraan vesiensuojelun altain ja järjestelmien kokoon, ja tätä kautta kustannuksiin. Todennäköisyyden valinta on optimointia, jossa määritellään taso, jolla järjestelmän toteuttamiskustannukset eivät ole liian suuret ja samalla järjestelmän mitoituksen ylittamisestä aiheutuvat riskit ja vahingot ovat hyväksyttäviä. Tämän tapainen kustannus-hyötyanalyysi on vesipuitedirektiivin mukainen.

## 2.3 Lumen sulanta ja vedenlaadun sekä pintavalutuskentän toiminnan seuranta

Riku Eskelinen

### 2.3.1 Aineisto ja menetelmät

Korentosuolla kerättiin vesinäytteitä maaliskuun ja lokakuun välisenä aikana 2012 (kuva 10). Vesinäytteitä kerättiin automaattisilla näytteenottimilla kahdesti päivässä pintavalutuskentän 1 ylä- ja alapuolelta (kuva 10) maaliskuusta toukokuun loppuun (kuva 11). Pintavalutuskentältä 2 ei otettu näytteitä. Kesäkuusta lokakuuhun näytteet otettiin kerran päivässä. Koko tutkimusajalta otettiin yhteensä 368 vesinäytettä. Tuotantokentän puolelta kerättiin luminäytteitä viikoittain sarkaojien vierestä sekä ojien puolivälistä ( $n_{\text{lumi}} = 153$ ) ja samalla seurattiin lumen vesiarvoa viiden viikon ajan. Lisäksi keväällä aikana otettiin maaperänäyte roudan alapuolisesta turvekerroksesta ( $n = 1$ ).



Kuva 10. Korentosuo vesienkäsittelyjärjestelmä sekä näytteenottoaikat pintavalutuskentän 1 yläpuolella ja alapuolella (PVK YP ja PVK AP).

Kaikista näytteistä analysoitiin veden isotooppi  $^{18}\text{O}$  Oulun yliopistossa (CRDS lasermetelmä). Vesinäytteistä sekä huokosvesinäytteistä määritettiin pH, sähkönjohtavuus, kiintoaine (SS  $0,4 \mu\text{m}$  suodatus), väri, ja sameus laboratoriossa, jonka jälkeen näytteet pakastettiin. Myöhemmin osa pakastetuista näytteistä toimitettiin analyysilaboratorioon (SYKE/Oulu), jossa niistä määritettiin kokonaistyppi (N), ammoniumtyppi ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), nitraatti-nitriittityppi ( $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ ), kokonaisfosfori (P), fosfaatti ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ), liuennut orgaaninen hiili (DOC), piidioksidi ( $\text{SiO}_2$ ), rauta (Fe) ja alumiini (Al). Kaikki SYKE:n analyysit tehtiin  $0,4 \mu\text{m}$ :n suodattimella suodatetusta vedestä, joten tulokset kuvaavat liuenneiden aineiden pitoisuutta.





Kuva 11. Korentosuo vesinäytteitä kerättiin automaattisella näytteenottimella (ISCO). Kuva: Riku Eskelinen.

Virtaama mitattiin pintavalutuskentältä 1 lähteestä vedestä v-mittapadon ja paineanturin avulla. Vettä pumpattiin ajoittain myös toiselle pintavalutuskentälle, jossa ei ollut virtaamanmittausta.

Veden raskasta  $^{18}\text{O}$ -isotooppia ja sähkönjohtavuutta (EC) käytettiin merkkiaineina, joilla erotettiin lumi- ja pintavesikomponentteja kokonaisvirtaamasta. Tässä tutkimuksessa veden isotooppikoostumusta käsitellään ns. delta ( $\delta$ ) suhteen kautta, joka esittää vesinäytteen sisältämän  $^{18}\text{O}$ -isotoopin määrän suhteessa Vienna Standard Mean Ocean Water (VSMOW) -standardiin. Mittausten tarkkuus PICARRO-laitteella  $\delta^{18}\text{O}$ -isotoopille on 0,1 ‰. Lumensulannan osuutta virtaaman kokonaismäärästä arvioitiin jakamalla virtaama ainetaseen avulla eri komponentteihin (yhtälö 1).

$$Q_R = Q_T ((\delta_T - \delta_S) / (\delta_R - \delta_S)) \quad (1)$$

Jossa,

- $Q_R$  = Virtaaman lumensulantakomponentti
- $Q_T$  = Kokonaisvirtaama
- $\delta_T$  = Merkkiaineen määrä kokonaisvirtaamassa
- $\delta_S$  = Merkkiaineen määrä pohjavalunnassa
- $\delta_R$  = Merkkiaineen määrä lumessa

$\delta_S$ -arvoina käytettiin turpeen huokosvedestä mitattua sähkönjohtavuutta ja  $\delta^{18}\text{O}$ -arvoa.  $\delta_R$ -arvoina käytettiin tuotantosaralla olleesta lumesta määritettyä sähkönjohtavuusarvoa 1,0 mS/ m sekä  $\delta^{18}\text{O}$ -arvoa -15,52 ‰.

Pintavalutuskentän toimintaa arvioitiin tutkimalla kiintoaineen, liuenneen orgaanisen hiilen sekä typen ja fosforin kokonaiskuormitusta ja puhdistuskykyä (%). Nämä laskettiin kuormitusreduktioina käyttämällä virtaamana pintavalutuskentän alapuolisen mittapadon virtaamaa ja pitoisuuksina mitattua ja pintavalutuskentän ala- ja yläpuolisia veden pitoisuuksia. Kuormitus suhteutettiin mittapadon yläpuolisen valuma-alueen pinta-alaan (208 ha). Puhdistuskyky (%) on laskettu erikseen lumensulanta-kaudelle, kesälle, syksylle ja koko mittausajalle. Lisäksi laskettiin kuinka suurta osuutta kukin aikajakso edusti kokonaiskuormituksesta. Joitakin näytteitä puuttui näytteenottimien häiriöiden vuok-

si. Aikasarjasta puuttuvat arvot interpoloitiin lineaarisesti lähimmistä analyysituloksista. Keskiarvosta suuresti poikkeavat analyysitulokset poistettiin ennen interpolointia, sillä ne näyttivät vaikuttavan liikaa kokonaiskertymään. Interpoloinnin jälkeen poikkeavat analyysitulokset lisättiin takaisin aineistoon, jolloin ne vaikuttivat vain yhden päivän kokonaiskertymään.

### 2.3.2 Lumensulamiskauden tulokset ja johtopäätökset

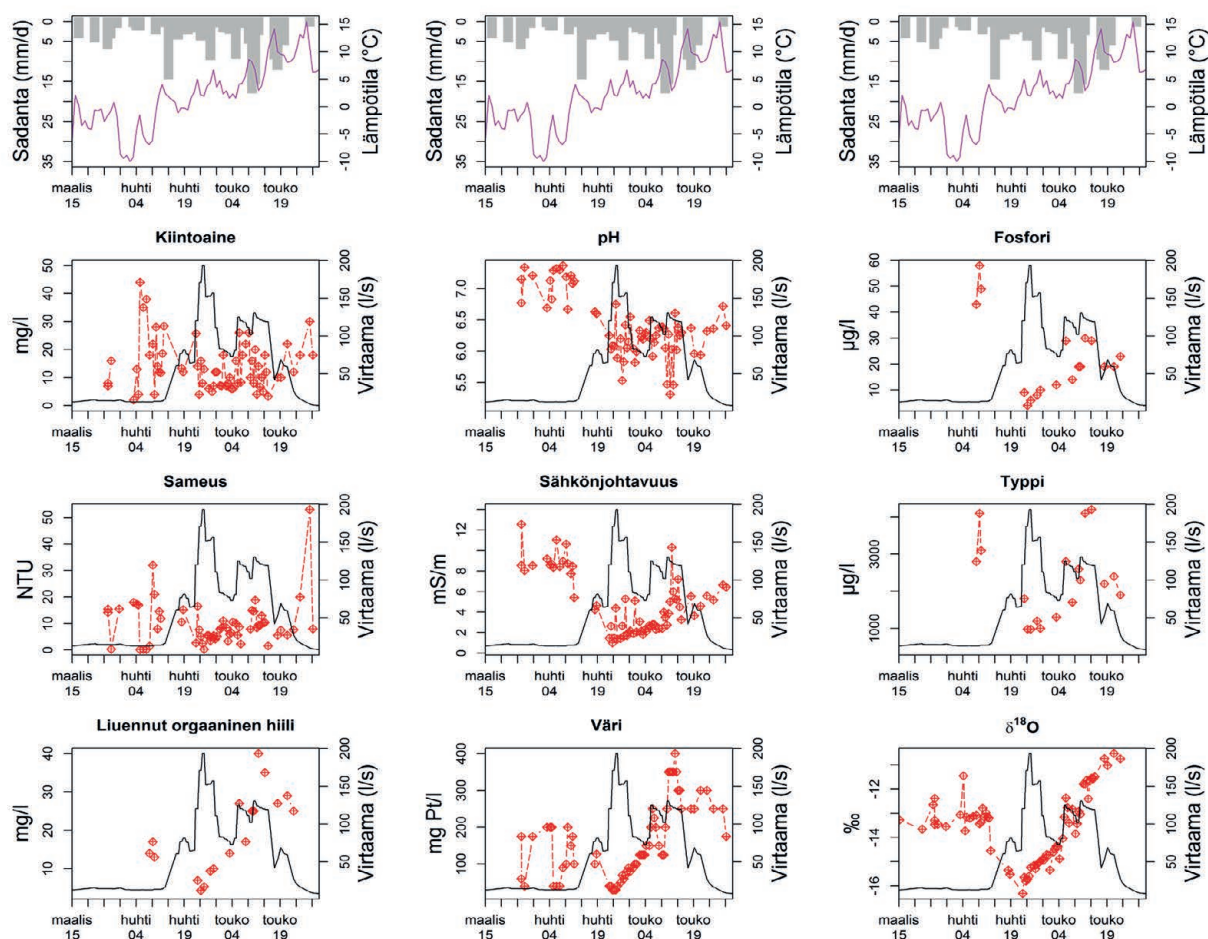
Lumen vesi-arvon maksimi vaihteli tuotantokentällä arvosta 99 mm, joka mitattiin tuotantokentältä saran keskeltä, arvoon 217 mm, joka mitattiin ojan vierestä. Lumen sulanta eteni keväällä 2012 nopeasti. Huhtikuun 23. päivä kentällä mitattu lumenpaksuus oli keskimäärin 47 cm, ja viikon kuluttua tuotantokentällä ei ollut lunta kuin ojissa sekä paikoittain saroilla. Keskimääräinen lumensulamisa nopeus oli 23 mm/d, josta saadaan astepäivätekijäksi 6,1 mm °C<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Laskettu astepäivätekijän arvo vastaa suuruusluokaltaan avointa peltoa (Kuusisto, 1980). Luminäytteiden (n = 2) kokonaisfosforipitoisuus oli < 3 µg/l ja kokonaistyyppipitoisuus 285 µg/l (taulukko 2).

Lumensulanta aiheutti keväällä virtaaman nopean kasvun, mikä näkyi selvänä piikkinä virtaama-aikasarjassa. Samaan aikaan havaittiin veden virtaavan tuotantokentän pintaa pitkin jäätyneen maan vuoksi. Vesimäärä tuotantokentällä ylitti pumpun kapasiteetin, jonka vuoksi vesi virtasi pumppausaltaasta sekä läheisistä ojista suoraan Itäjojaan. Ohivirtaamatilanne kesti maksimissaan viikon verran. Ohivirtaamasta määritettiin tulvaveden kiintoainepitoisuudeksi 4 mg/l (n = 1) (taulukko 3). Virtaaman kasvaessa tuotantoalueelta tuleva vesi laimeni, sillä sen SS-, NH<sub>4</sub>-N-, kok.N-, kok.P-, DOC- ja Fe - pitoisuudet pienenevät (kuva 12). Lisäksi veden isotooppisignaali (δ<sup>18</sup>O) laski selvästi lumen sulannan aikana, mikä osoittaa veden olevan lumesta peräisin.

Huokosvesinäyte analysoitiin turpeesta routakerroksen (0-45 cm) alapuolelta. Suurin osa huokosvedessä olevasta liukoisesta fosforista oli fosfaattifosforia (P 310 µg/l, PO<sub>4</sub>-P 200 µg/l). Huokosvedessä oli liuennutta tyypeä 10000 µg/l, josta ammoniumtyyppä 3600 µg/l ja nitraatti-nitriittityyppä 250 µg/l.

Taulukko 2. Turpeen huokosveden ja tuotantoalueen lumen ominaisuudet tehtyjen analyysien perusteella.

| Parametri                                      | Huokosvesi | Lumi                                      |
|--|------------|---|
| Näytteiden lukumäärä                           | 1          | 153                                       |
| Sähkönjohtavuus (mS/m)                         | 10,6       |   |
| pH   | 5,95       |   |
| Väri (mg Pt/l)                                 | 200        |   |
| $\delta^{18}\text{O}$ (‰)                      | -12,33     | keskiarvo -17,1<br>min -23,5<br>max -10,5 |
| DOC (mg/l)                                     | 68         |   |
| N ( $\mu\text{g/l}$ )                          | 10000      | 285 (n = 2)                               |
| $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ ( $\mu\text{g/l}$ ) | 250        |   |
| $\text{NH}_4\text{-N}$ ( $\mu\text{g/l}$ )     | 3600       |   |
| P ( $\mu\text{g/l}$ )                          | 310        | < 3 (n = 2)                               |
| $\text{PO}_4\text{-P}$ ( $\mu\text{g/l}$ )     | 200        |   |
| Fe ( $\mu\text{g/l}$ )                         | 190        |   |
| Al ( $\mu\text{g/l}$ )                         | 990        |   |



Kuva 12. Korentosuo vesinäytteiden analyysitulokset ennen pintavalutuskenttää (pvk yp) lumensulannan aikana.

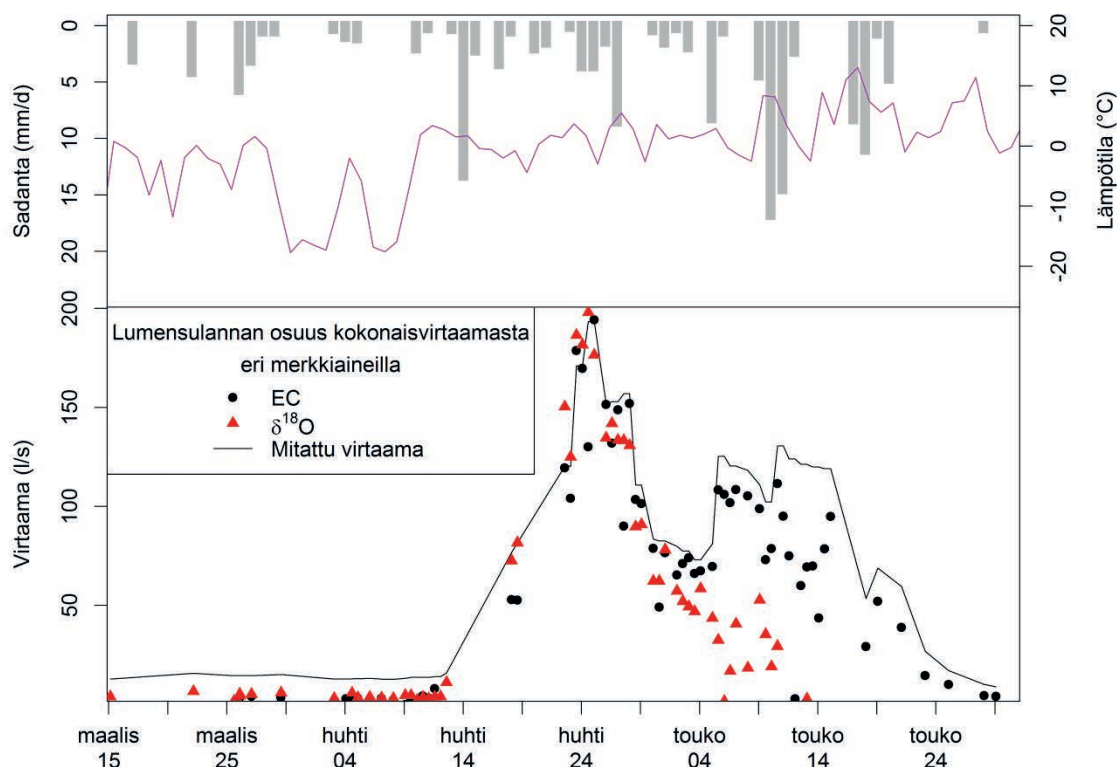
Taulukko 3. Korentosuo vesinäytteiden analyysitulokset ennen pintavalutuskenttää (PVK YP) lumensulannan aikana (15.3. – 31.5.2012) sekä yhden tulvavedestä otetun näytteen tulokset. Määritetyt ravinteet edustavat liuenneita pitoisuuksia.

|  | Min.  | Maks. | Pvk yp    | n  | Tulvavesi* |
|--|-------|-------|-----------|----|------------|
|  |       |       | Keskiarvo |    |            |
| Sähkönjohtavuus [mS/m]                   | 1     | 12,6  | 4,9       | 65 | 10,3       |
| pH                                       | 5,3   | 7,4   |           | 65 | 6          |
| Väri [mg Pt/l]                           | 30    | 400   | 160       | 65 | 40         |
| $\delta^{18}\text{O}$                    | -16,3 | -10,5 | -13,6     | 69 | -15,5      |
| DOC [mg/l]                               | 4     | 40    | 19        | 18 |            |
| Kiintoaine [mg/l]                        | 2     | 44    | 14        | 65 | 4          |
| Sameus [NTU]                             | 2     | 53    | 11        | 61 | 2          |
| N [ $\mu\text{g/l}$ ]                    | 980   | 4200  | 2300      | 18 |            |
| NO <sub>2</sub> +3-N [ $\mu\text{g/l}$ ] | 53    | 290   | 115       | 18 |            |
| NH <sub>4</sub> -N [ $\mu\text{g/l}$ ]   | 260   | 2100  | 1054      | 18 |            |
| P [ $\mu\text{g/l}$ ]                    | 4     | 58    | 22        | 18 |            |
| PO <sub>4</sub> -P [ $\mu\text{g/l}$ ]   | <2    | 26    | 6         | 18 |            |
| Fe [ $\mu\text{g/l}$ ]                   | 74    | 2000  | 804       | 17 |            |
| SiO <sub>2</sub> [mg/l]                  | 1     | 20    | 15        | 4  |            |
| Al [ $\mu\text{g/l}$ ]                   | 47    | 270   | 196       | 3  |            |
| Mn [ $\mu\text{g/l}$ ]                   | 14    | 180   | 61        | 17 |            |

\* Näyte otettiin ohivirtaavasta vedestä 27.4.2012 laskeutusaltaan jälkeen, n=1

Kummallakin merkkiaineella (EC ja  $\delta^{18}\text{O}$ ) suoritettu virtaaman erotus (yhtälö 1) näyttää, että kokonaisvirtaamasta lähes 100 % tuli lumensulamisvedestä huhtikuun suurilla virtaamilla (kuva 13). Toisin kuin sähkönjohtavuudella tarkasteltuna,  $\delta^{18}\text{O}$ -merkkiaineella tarkasteltuna lumensulamisveden osuus kokonaisvirtaamasta näyttäisi laskevan nopeasti huippuvirtaaman jälkeen. On todennäköistä, että nopea lasku johtuu osittain toukokuun alun vesisateista, jotka muuttivat valumaveden isotooppisignaalia. Isotooppimenetelmällä 100 % ylittävä lumensulannan osuus johtuu lumensulamisvettä edustavasta  $\delta_R$ -arvosta joka muuttui lumensulannan edetessä. Tässä tutkimuksessa  $\delta_R$ -arvona käytettiin samaa lukua läpi koko tutkimusajan. Tarkempi arvio lumensulamisveden osuudesta kokonaisvirtaamasta saataisiin käyttämällä  $\delta_R$ -arvona tiheällä näytteenottotaajuudella kerättyjä näytteitä lumesta lähtevästä vedestä (esim. Laudon et al. 2004).





Kuva 13. Sadanta (harmaat palkit) ja lämpötila (magenta viiva) sekä mitattu virtaama pintavalutuskentältä 1 ja lumensulamisesien osuus (%) kokonaisvirtaamasta merkkiaineilla (EC ja  $\delta^{18}\text{O}$ ) tarkasteltuna.

Vedenlaatuanalyysien perusteella voidaan todeta roudan vaikuttaneen selvästi veden kulkureitteihin eristämällä lumensulamisedet turpeen huokosvedestä. Rouda muodosti vettä heikosti läpäisevän kerroksen tuotantokentän pintaan, minkä vuoksi sulamisvedet liikkuivat lumensulannan alkuvaiheessa pintavalutuksena. Tämä on nähtävissä pintavalutuskentälle tulevan veden analyysituloksissa, joissa valumahuipun aikana havaittiin 0,4  $\mu\text{m}$ :n suodattimella määritetyn SS, kok. N,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , kok. P, DOC ja Fe pitoisuuksien pieneyden. Tätä tukee myös ohivirtauksen pieni kiintoainepitoisuus.

### 2.3.3 Tulokset: pintavalutuskentän toiminta 2012

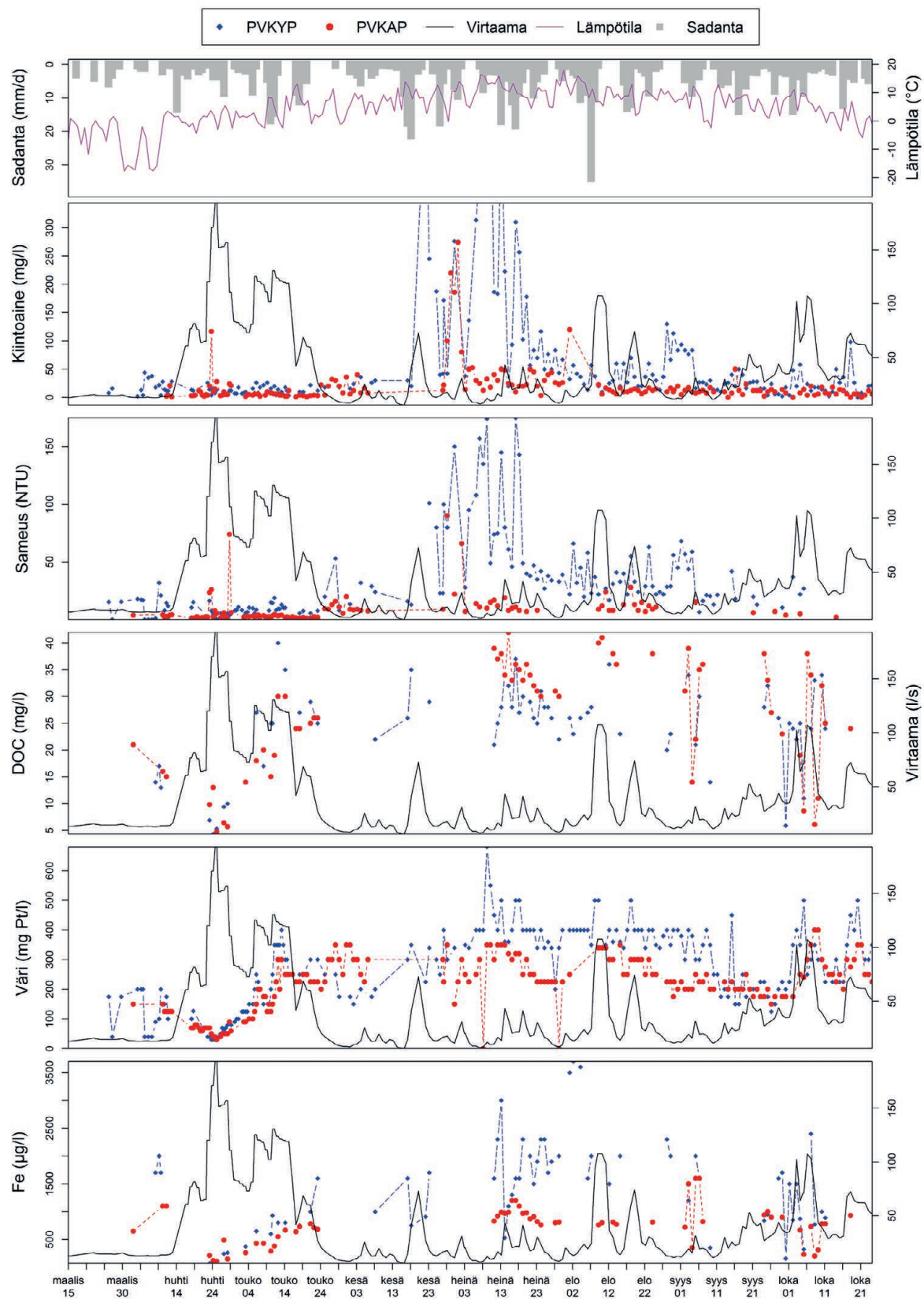
Aikasarjoista tarkasteltuna suurimmat kiintoainepitoisuudet (0,4  $\mu\text{m}$  suodatus) pintavalutuskentälle tulevassa vedessä havaittiin kesäkuun lopun ja elokuun alun välisenä aikana (560 mg/l 22.6.2012, 673 mg/l 9.7.2012 ja 533 mg/l 10.7.2012) (kuva 14). Pintavalutuskentältä lähtevästä vedestä suurin havaittu yksittäinen kiintoainepitoisuus oli 274 mg/l, joka määritettiin 1.7.2012. Tutkimusjakson keskimääräinen kiintoainepitoisuus pintavalutuskentän tulovirtaamassa oli 56 mg/l ja menovirtaamassa 20 mg/l eli pintavalutuskenttä pidatti hyvin kiintoainetta, johon sisältyi myös hienojakoisin kiintoaineksen jae. Myös liennut rauta, mangaani, sameus, väri ja  $\text{NH}_4\text{-N}$  vähenivät pintavalutuskentällä (taulukko 4).

Valumaveden liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuudet lisääntyivät pintavalutuskentällä. Samaan aikaan veden väriarvo kuitenkin pieneni (kuva 14). Väriarvon pieneneminen selittyy raudan pidättymisellä pintavalutuskentälle.  $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  pitoisuus oli lumensulannan aikaan selvästi suurempi pintavalutuskentältä lähtevässä vedessä kuin sinne saapuvassa vedessä. Lumensulamisan jälkeen pintavalutuskentälle tulevan ja lähtevän veden  $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  pitoisuudet vaihtelivat paljon (kuva 15). Suurin liukoisen typen pitoisuus määritettiin pintavalutuskentältä lähtevästä vedestä 14.5.2012 (31000  $\mu\text{g/l}$ ). Liuenneen fosforin ja fosfaattifosforin pitoisuudet vähenivät pintavalutuskentällä (taulukko 4). Suurimmat liuenneen fosforin ja  $\text{PO}_4\text{-P}$  pitoisuudet mitattiin pintavalutuskentälle tulevassa vedessä heinäkuun lopussa (P 80  $\mu\text{g/l}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$  37  $\mu\text{g/l}$ ) (kuva 16). Lähtevässä vedessä suurimmat liuenneen fos-

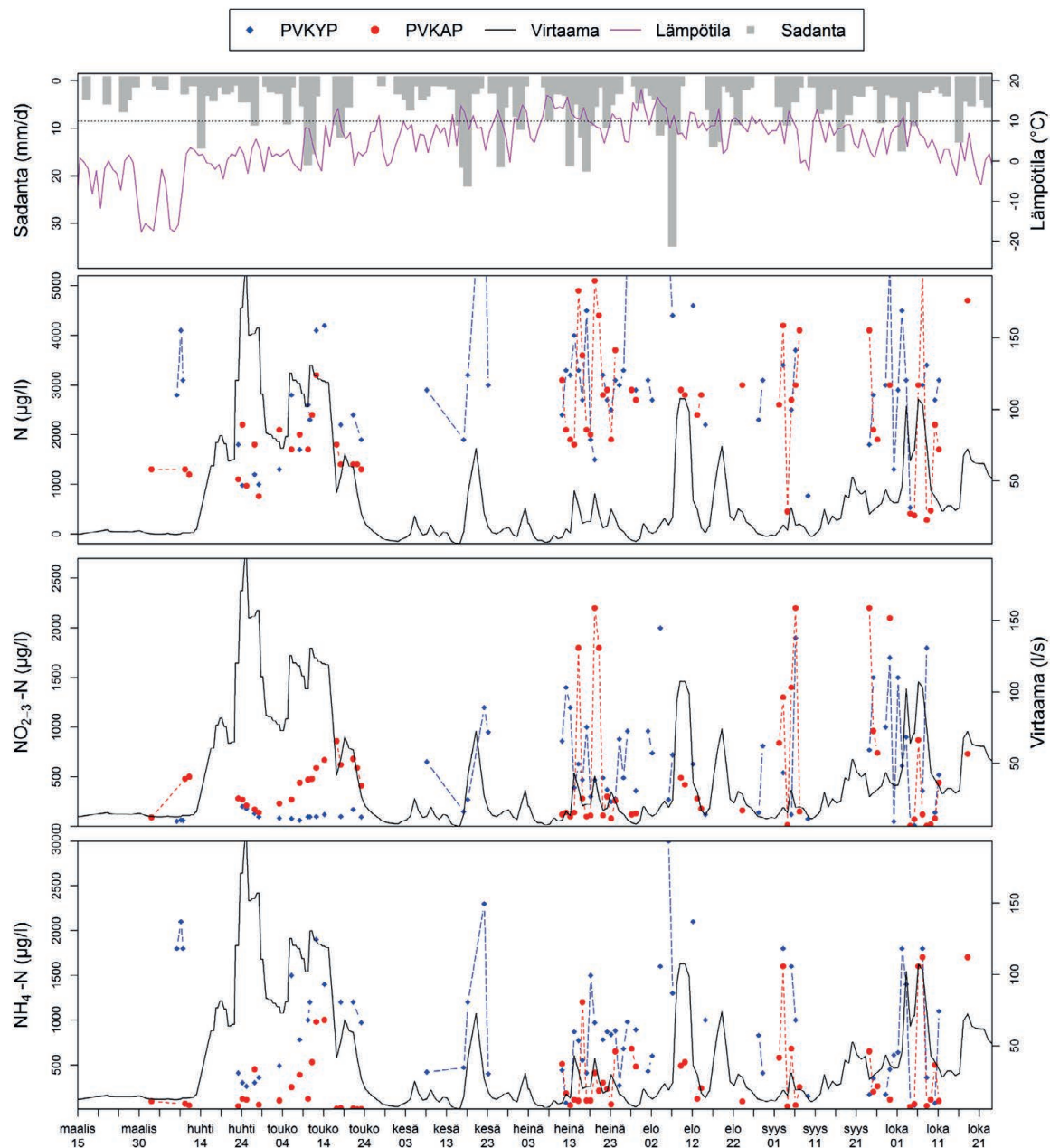
forin pitoisuudet (55 µg/l) mitattiin sekä huhtikuun 27. että heinäkuun 12. päivinä. PO<sub>4</sub>-P pitoisuuksi-  
en maksimi lähteessä vedessä (12 µg/l) mitattiin lumensulannan aikaan 27.4.2012.

Taulukko 4. Korentosuon turvetuotantoalueen pintavalutuskentän ala- ja yläpuolisten veden laatua kuvaavien  
tekijöiden keskiarvo, minimi ja maksimi sekä näytteiden lukumäärät seurantajaksolla 15.3. – 22.10.2012.

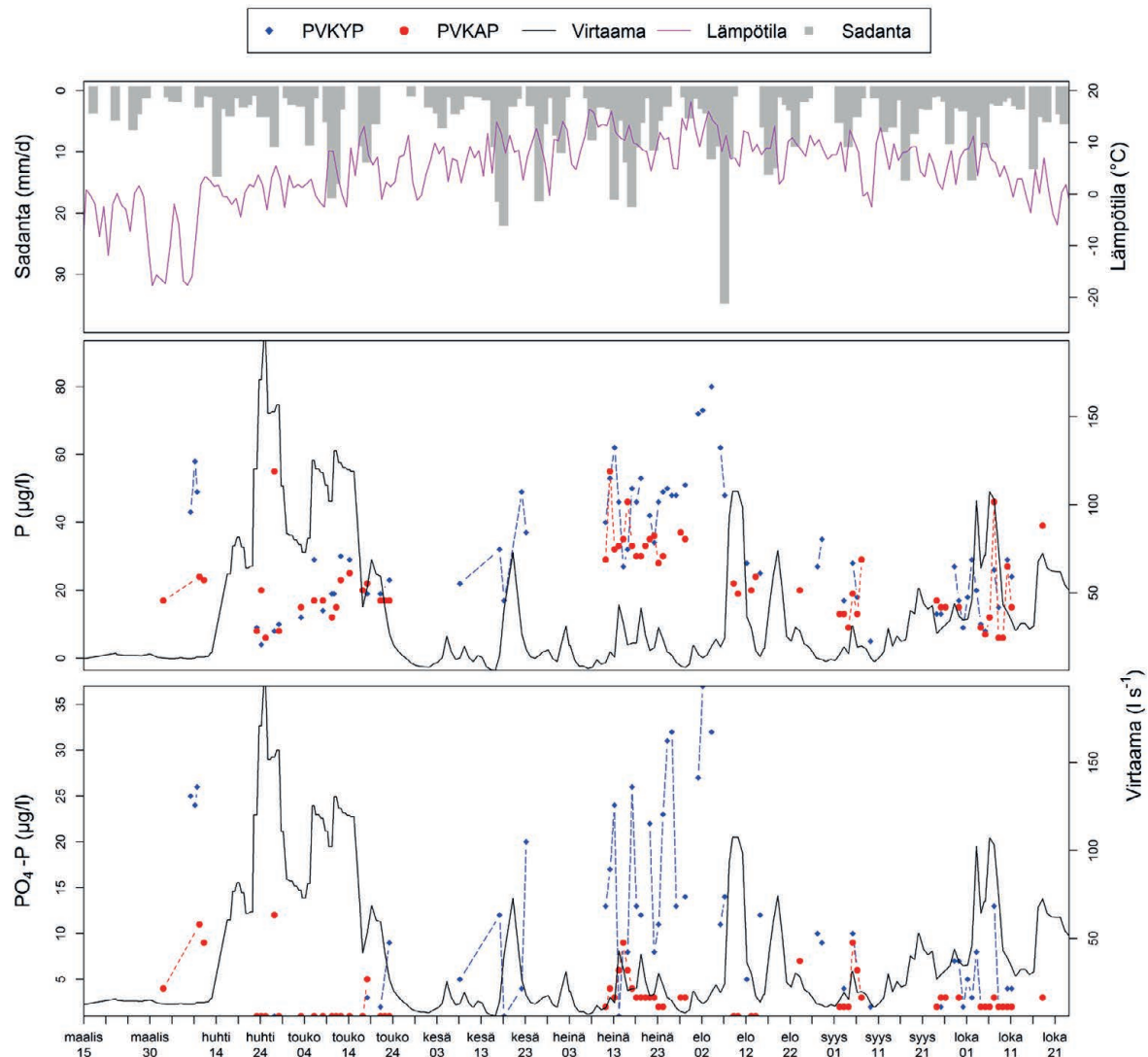
|                             | Pvk yp |       |           |     | Pvk ap |       |           |     |
|-----------------------------|--------|-------|-----------|-----|--------|-------|-----------|-----|
|                             | Min.   | Maks. | Keskiarvo | n   | Min.   | Maks. | Keskiarvo | n   |
| Sähkönjohtavuus<br>(mS/m)   | 1      | 16,9  | 6,7       | 190 | 1,8    | 31,6  | 5,4       | 177 |
| pH                          | 5,1    | 7,4   |           | 190 | 4,7    | 7,3   |           | 177 |
| Väri (mg Pt/l)              | 30     | 680   | 280       | 190 | 30     | 400   | 220       | 175 |
| DOC (mg/l)                  | 4      | 40    | 24        | 66  | 5      | 42    | 27        | 60  |
| Kiintoaine 0,4 µm<br>(mg/l) | 2      | 673   | 56        | 191 | 1      | 274   | 20        | 170 |
| Sameus (NTU)                | 0      | 175   | 32        | 148 | 1      | 90    | 9         | 108 |
| N (µg/l)                    | 370    | 7700  | 2915      | 67  | 280    | 31000 | 2840      | 60  |
| NO <sub>2+3</sub> -N (µg/l) | 8      | 2000  | 537       | 67  | 5      | 2200  | 534       | 60  |
| NH <sub>4</sub> -N (µg/l)   | 25     | 3000  | 902       | 67  | 6      | 1700  | 358       | 60  |
| P (µg/l)                    | 4      | 80    | 32        | 67  | 6      | 55    | 23        | 60  |
| PO <sub>4</sub> -P (µg/l)   | <2     | 37    | 10        | 67  | <2     | 12    | 3         | 60  |
| Fe (µg/l)                   | 74     | 3700  | 1413      | 66  | 110    | 1600  | 521       | 59  |
| Mn (µg/l)                   | 1      | 180   | 27        | 66  | 1      | 90    | 12        | 59  |



Kuva 14. Kiintoaineen, liuenneen orgaanisen hiilen ja liukoisen raudan pitoisuuksien aikasarjat ja alueelta lähtevä virtaama 15.3. – 22.10.2012 (PVKYP = pintavalutuskentälle tulevan veden laatu, PVKAP = pintavalutuskentältä lähtevän veden laatu).



Kuva 15. Liuenneen kokonaistypen, nitraatti-nitriitti-typen (NO<sub>2+3</sub>-N), ja ammonium-typen (NH<sub>4</sub>-N) pitoisuudet ja alueelta lähtevä virtaama 15.3. – 22.10.2012 (PVKYP = pintavalutuskentälle tulevan veden laatu, PVKAP = pintavalutuskentältä lähtevän veden laatu).



Kuva 16. Liuenneen kokonaisfosforin ja fosfaatti-fosforin ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) pitoisuudet ja alueelta lähtevä virtaama 15.3. – 22.10.2012 (PVKYP = pintavalutuskentälle tulevan veden laatu, PVKAP = pintavalutuskentältä lähtevän veden laatu).

Kuormitusreduktiolaskelmien perusteella pintavalutuskenttä poisti valumavedestä 62 % kiintoainetta ( $0,4 \mu\text{m}$  suodatin) koko tutkimusajana 24.3. – 22.10.2012 (kuva 17, taulukko 5). Lumensulamisvaiheen aikana (24.3 – 31.5.) pintavalutuskentälle tuli valumaveden mukana 22 kg/ha kiintoainetta, mikä vastasi 16 % koko tutkimusajalla pintavalutuskentälle tulevasta kiintoaineesta. Vastaavalta ajalta kentältä huuhtoutui alapuoliseen vesistöön 15 kg/ha kiintoainetta, mikä vastasi 30 % koko tutkimusajan kokonaishuuhtoumasta. Lumensulamiskauden kuormitusreduktioksi laskettiin 32 %. Kiintoaineen huuhtoutuminen pintavalutuskentältä lumensulannan aikana huhtikuussa voi johtua mm. edellisen kesän kuolleen kasvimateriaalin huuhtoutumisesta, pintavalutuskentälle lumeen kertyneestä karikkeesta tai mahdollisesta valumareitin muutoksesta pintavalutuskentällä (vesi on saattanut valua aikaisempina mittauspäivinä lumi- / routakerroksen päällä ja näin ollen kosketus maaperään on ollut vähäinen).

Suurin osa pintavalutuskentälle tulevasta kesän kiintoainekuormasta näytti Korentosuolla ajoittuvan kesäkuun puolivälin ja elokuun lopun välille, jolloin myös pintavalutuskentälle tulevan veden kiintoainepitoisuudet olivat korkeimmillaan (kuva 17). Pitoisuushuiput liittyvät todennäköisesti alueella tehtävään turpeen käsittelytyöhön, joka helpottaa turpeen kulkeutumista ojiin tuulen ja sateen mukana. Kesäkuun 1. ja elokuun 20. välisellä jaksolla pintavalutuskentälle tuli 63 % (75 kg/ha) koko

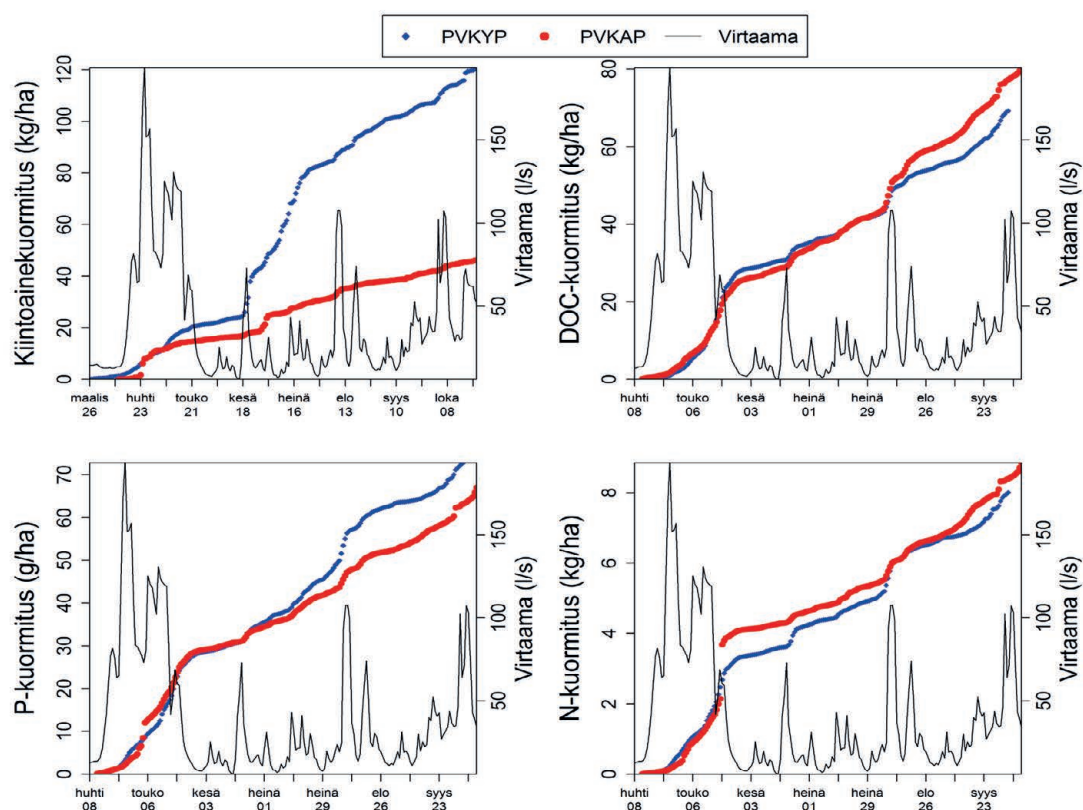


kesän kiintoainekuormasta (kuva 17), kuitenkin vastaavana ajanjaksona mitattu vesimäärä oli 24 % koko tutkimusajan vesimäärästä (taulukko 5). Kesäaikana pintavalutuskentältä huuhtoutui kiintoainetta alapuoliseen vesistöön 21 kg/ha, näin ollen kesäajan kuormitusreduktioksi saatiin 71 %. Kesäajan reduktiolaskennassa on epävarmuuksia, sillä näytteitä puuttuu 6. – 26.6. aikaväliltä automaattisen näytteenottimien häiriöiden vuoksi. Syksyn (21.8. – 22.10) osuus tutkimusajan kiintoainehuuhtoumasta oli vähäisin: 20 % (taulukko 5).

Lumensulamiskaudella liennutta orgaanista hiiltä pidättyi pintavalutuskentälle (kuormitusreduktio 9 %) mutta koko tutkimusajan reduktio oli negatiivinen (-12 %). Liunneen orgaanisen hiilen kokonaishuuhtouma oli 80 kg/ha. Näin ollen voidaan sanoa, että pääosa Korentosuon orgaanisesta aineksesta huuhtoutui liunneessa muodossa sillä kiintoaineen kokonaishuuhtouma oli vain 46 kg/ha (taulukko 5, kuva 17). Tutkimalla liennutta orgaanista hiiltä tarkemmin esimerkiksi CDOM menetelmällä, olisi mahdollista selvittää, onko kentälle saapuva ja sieltä lähtevä DOC koostumukseltaan samanlaista. Toisin sanoen selviäisi, onko orgaaninen hiili muuttanut muotoaan pintavalutuskentällä tapahtuvien prosessien vuoksi. Tämän tutkimuksen osiossa 4.3 selvitettiin ultrasuodatusmenetelmän avulla, että liukoisen raudan pitoisuus ja myös HAMW-humusfraktion rautapitoisuus oli pienempi Korentosuon pintavalutuskentän alapuolella eli PVKAP mittauspisteellä. Vähäinen liukoisen fosforin reduktio voi olla yhteydessä orgaanisen hiilen negatiiviseen reduktioon.

Suuri osa ravinteista huuhtoutui pintavalutuskentältä lumensulanannan aikana. Lumensulantajakson osuudet kokonaishuuhtoumasta: N 49 %,  $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  41 %,  $\text{NH}_4\text{-N}$  40 %, P 46 % ja  $\text{PO}_4\text{-P}$  50 % (taulukko 5). Liukoisen typen kuormitusreduktio koko tutkimusajalle oli negatiivinen (-5 %). Koko tutkimusajalla tarkasteltuna  $\text{NH}_4\text{-N}$  pidättyi kentälle hyvin (reduktio 59 %), mutta kentältä huuhtoutui nitraatti-nitriittityppeä (kuormitusreduktio -31 %). Kesäaikaan sekä liunneen kokonaistypen (N) että nitriitti-nitraattitypen ( $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ ) kuormitusreduktiot olivat positiivisia (23 % ja 42 %). Fosforista pidättyi pintavalutuskentälle 8 % ja fosfaattifosforista 55 %. P ja  $\text{PO}_4\text{-P}$  pidättyivät kentälle parhaiten kesäaikaan, jolloin liunneen fosforin reduktio oli 33 % ja fosfaattifosforin 81 %. Suodattamattomasta näytteestä analysoitu kokonaisfosforin reduktio olisi todennäköisesti ollut suurempi, sillä merkittävä osuus fosforista pidättyy kiintoaineen kanssa.

Hyvä  $\text{NH}_4\text{-N}$  -reduktio johtunee pintavalutuskentällä tapahtuvasta nitrifikaatiosta, jossa ammonium hapettuu nitraatiksi. Hapettomia olosuhteita vaativaa denitrifikaatiota näyttäisi tapahtuneen toukokuun puolestavälistä elokuun alkuun saakka, jonka jälkeen  $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  huuhtoutui pintavalutuskentältä. Typen pidättymiseen pintavalutuskentällä vaikuttavat mm. maaperän lämpötila sekä veden viipymä kentällä (katso kappale 4.4). Kesä 2012 oli monin paikoin sateisin kesä 50 vuoteen, Utajärven seudulla kesä oli myös hieman viileämpi kuin keskimäärin (Ilmatieteenlaitos, 2014). Sateiden aiheuttamat suuret virtaamat lyhentävät viipymää pintavalutuskentällä. Huiput  $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  konsentraatioissa pintavalutuskentältä lähtevässä vedessä kesäaikaan voivat selittyä osin sateisella kesällä; ammonium hapettuu nitraatiksi, jonka voimakas sadanta huuhtelee pois pintavalutuskentältä.



Kuva 17. Kumulatiivinen kiintoaineen, liuenneen orgaanisen aineen, liuenneen fosforin ja liuenneen typen kuormitus pintavalutuskentän ylä-(PVKYP) ja alapuolissa (PVKAP) mittauspaikoissa.

Taulukko 5. Pintavalutuskentän kuormitusreduktiot (%) kolmelle eri aikajaksolle ja niiden osuus koko tutkimusajan kuormituksesta sekä alapuoliseen vesistöön huuhtoutunut kuorma.

|                      | Lumensulanta<br>15.3 - 31.5 |         | Kesä<br>1.6. - 20.8. |         | Syksy<br>21.8. - 22.10. |         | Yhteenveto<br>15.3 - 22.10.2012 |                      |
|----------------------|-----------------------------|---------|----------------------|---------|-------------------------|---------|---------------------------------|----------------------|
|                      | Reduktio<br>[%]             | % KH*   | Reduktio<br>[%]      | % KH*   | Reduktio<br>[%]         | % KH*   | Reduktio<br>[%]                 | Huuhtouma<br>[kg/ha] |
| Kiintoaine           | 28                          | 34      | 71                   | 46      | 64                      | 20      | 62                              | 46                   |
| P                    | -2                          | 46      | 33                   | 33      | 0                       | 20      | 13                              | 0,07                 |
| PO <sub>4</sub> -P   | 19                          | 50      | 81                   | 23      | 44                      | 27      | 55                              | 0,008                |
| N                    | -22                         | 49      | 23                   | 27      | -20                     | 24      | -5                              | 8,8                  |
| NO <sub>2-3</sub> -N | -189                        | 41      | 42                   | 19      | -37                     | 40      | -31                             | 1,6                  |
| NH <sub>4</sub> -N   | 71                          | 40      | 70                   | 28      | 31                      | 32      | 64                              | 1,2                  |
| DOC                  | 9                           | 34      | -27                  | 38      | -25                     | 27      | -12                             | 80                   |
| Fe                   | 22                          | 37      | 52                   | 35      | 36                      | 29      | 39                              | 2,1                  |
|                      |                             |         |                      |         |                         |         |                                 |                      |
|                      | Vesimäärä<br>[mm]           | % KV ** | Vesimäärä<br>[mm]    | % KV ** | Vesimäärä<br>[mm]       | % KV ** | Kokonaisvesimäärä<br>[mm]       |                      |
|                      | 175                         | 49      | 85                   | 24      | 94                      | 27      | 354                             |                      |

\* ajanjakson huuhtouman suhteellinen osuus kokonaishuuhtoumasta

\*\* ajanjakson veden määrän suhteellinen osuus kokonaisvesimäärästä



### **3 Maaperäominaisuuksien vaikutus kiintoaine- ja ravinnekuormituksen muodostumiseen turvetuotantoalueilla**

*Tapio Tuukkanen, Hannu Marttila ja Bjørn Kløve*

### 3.1 Johdanto

Työssä tutkittiin valuma-alue- ja maaperäominaisuuksien vaikutusta eroosioon ja kiintoaineen kulkeutumiseen sekä ravinteiden huuhtoutumiseen turvetuotantoalueilla. Päästötarkkailuaineistoissa on havaittu selvää ajallista ja paikallista vaihtelua kiintoaineen- ja ravinteiden kuormituksissa tuotantoalueita vertailtaessa, mutta syitä kuormituksen vaihtelulle ei tunneta vielä riittävän hyvin. Kuormituksen syntymekanismien tunnistaminen ja parhaassa tapauksessa kuormitusten ennustaminen eri tuotantoalueille mahdollistaisivat vesiensuojelurakenteiden nykyistä tehokkaamman mitoituksen ja suunnittelun sekä resurssien kohdentamisen niille tuotantoalueille, joilta kuormitus on suurinta. Tarkastelussa keskityttiin nimenomaan tuotantoalueella syntyvään kuormitukseen, joka on mitattu laskeutusaltaiden jälkeen ennen tehostettuja vesiensuojeluratkaisuja. Tuotantoalueen alapuoliseen vesistöön päätyvän kuormituksen arvioinnissa tulee siis lisäksi ottaa huomioon vesienkäsittelyratkaisujen, kuten pintavalutuskenttien, kuormitusta pienentävä vaikutus.

Sadanta, tuuli ja pintavalunta sekä tuotantotoimet aiheuttavat eroosiota turvetuotantosaroilla, joista erodoitunut kiintoaine voi kulkeutua ojaverkostoon. Ojien pohjalle laskeutuneen turvesedimentin lähdöllä uudelleen liikkeelle on tärkeä rooli suspendoituneen kiintoaineen (SS) huuhtoumassa turvetuotantoalueilta valuntapiikkien aikana (Marttila ja Kløve, 2008). Lisäksi ojissa virtaava vesi voi aiheuttaa ojien pohjien ja seinämien eroosiota etenkin suuremmissa kokoojaojissa. Aiemmat tutkimukset turvetuotantoalueilla ja metsätalouden ojitusalueilla osoittavat, että kiintoainekuormitukseen voivat vaikuttaa mm. ojien kaltevuus ja ojien ulottuminen mineraalimaahan (Carling ym. 1997, Joensuu ym. 1999;), sekä turpeen ominaisuudet kuten maatuneisuusaste (Sallantaus 1983; Svahnäck 2007; Tuukkanen ym. 2014). Lisäksi esimerkiksi turpeen jäätymisellä ja sulamisella sekä kuivumisen ja kastumisen aiheuttamalla turpeen toistuvalla kutistumisella ja turpoamisella on esitetty olevan vaikutusta turpeen eroosioon (Evans & Warburton 2007). Huolimatta siitä, että kiintoainekuormitukseen vaikuttavia yksittäisiä tekijöitä on tunnistettu useita, vertailevaa tutkimusta kiintoainekuormitusta selittävästä tekijöistä turvevaluma-alueiden välillä on tehty niukasti.

Fosforin, typen ja liuenneen orgaanisen aineen huuhtoutumista turvemailta on tutkittu suhteellisen paljon (esim. Koerselman ym. 1993; Lepistö ym. 1995; Kortelainen ym. 1997; Bridgham ym. 1998; Kløve 2001; Åström ym. 2004; Waddington ym. 2008). Ravinteiden kiertokulkuun ja huuhtoumaan liittyvät yleiset prosessit ovat myös hyvin tunnettuja. Turvetuotannon ja siihen liittyvän ojituksen ajatellaan yleisesti lisäävän sekä fosforin, typen että humuksen huuhtoutumista. Turvetuotantoalueilla hallitsevia prosesseja voivat olla esimerkiksi typen ja fosforin vapautuminen orgaanisen aineen hajoamisen seurauksena, typen nitrifikaatio- ja denitrifikaatioprosessit, sekä epäorgaanisen fosforin sorptioon ja liukenemiseen liittyvät prosessit. Orgaanista fosforia ja tyypeä kulkeutuu vesistöihin myös erodoituneen kiintoaineen mukana. Ravinteiden huuhtoumaan voivat vaikuttaa esimerkiksi sadanta, lämpötila, ilmaperäinen laskeuma sekä maaperän hapetus-pelkistys olosuhteet. Myös esimerkiksi valunnan vaihteluilla ja valunnan muodostumisella eri turvekerroksista on esitetty olevan merkitystä typen ja fosforin huuhtoutumiseen turvetuotantoalueilla (Kløve 2001). Ravinteiden huuhtoutumisen monimutkaisista prosesseista, olosuhdemuuttujista ja eri prosessien keskinäisistä vuorovaikutuksista johtuen huuhtoumien ennustaminen yksittäisille turvetuotantoalueille on haastavaa.

Tämän osatutkimuksen tavoitteena oli selvittää: 1) mitkä turveominaisuudet vaikuttavat turpeen eroosioherkkyyteen ja selittääkö mitattu eroosioherkkyys tuotantoalueilta lähteviä kiintoainekuormituksia? 2) voidaanko valuma-alueen hydrologisten tekijöiden ja/tai turvekerroksen ja mineraalimaan ominaisuuksien avulla selittää kiintoainekuormituksen vaihtelua turvetuotantoalueiden välillä?, ja 3) voidaanko turpeen ravinne- ja metallipitoisuuksilla, huokosveden ravinnepitoisuuksilla, ravinteiden huuhtoutumisherkkyydellä, turpeen fysikaalisilla ominaisuuksilla ja/tai valuma-alueen hydrologisilla muuttujilla selittää ravinne- ja rautapitoisuuksien sekä kemiallisesti happea kuluttavan aineksen ( $COD_{Mn}$ ) pitoisuuksien ja kuormitusten vaihtelua turvetuotantoalueiden välillä?

## 3.2 Aineisto ja menetelmät

Tutkimusta varten kerättiin veden laadun seuranta-aineistot 20 turvetuotantoalueelta eri puolilta Suomea (liite 1). Tutkimuskohteiksi valittiin kohteita, joilta oli veden laadun seurantaa myös ennen pinta-  
valutuskenttää (PVK), jolloin PVK:n vaihtelevan puhdistustehokkuuden vaikutus tuotantoalueelta  
syntyvään kuormitukseen saatiin poistettua. Sekä vedenlaatua (SS, kok.P, PO<sub>4</sub>-P, kok.N, NH<sub>4</sub>-N,  
NO<sub>2+3</sub>-N, COD<sub>Mn</sub>, Fe, pH) että virtaamia oli tutkimusalueilla seurattu 1 – 12 vuoden ajan (taulukko 6).  
Vesinäytteitä oli kohteesta riippuen analysoitu yleensä kahden viikon välein joko ympärivuotisesti tai  
vain tuotantokaudella. Fosforin ja typen fraktioita oli määritetty harvemmin ja vain osalla tutkimus-  
kohteista. Kaikilta kohteilta oli käytettävissä jatkuvatoiminen virtaamamittausaineisto pintavalutus-  
kenttien alapuolelta.

Taulukko 6. Keskimääräiset roudattoman kauden (toukokuu-lokakuu) valumaveden ainepitoisuudet ennen pinta-  
valutuskenttää.

| Suo               | Seuranta-<br>vuodet | n   | Pitoisuudet ennen PVK [mg/l] |        |           |                   |     | Q     | q                      |
|-------------------|---------------------|-----|------------------------------|--------|-----------|-------------------|-----|-------|------------------------|
|                   |                     |     | SS                           | kok. P | kok.<br>N | COD <sub>Mn</sub> | Fe  | [l/s] | [l/s/km <sup>2</sup> ] |
| Hankilanneva      | 2007-2012           | 37  | 14                           | 0,069  | 1,1       | 23                | 9,5 | 50,8  | 1,9                    |
| Hietalahdenaapa   | 2004-2012           | 54  | 16                           | 0,057  | 1,3       | 14                | 5,6 | 12,1  | 1,5                    |
| Hormanneva        | 2008-2012           | 60  | 9                            | 0,10   | 2,7       | 56                | 2,2 | 94,4  | 2,0                    |
| Isonneva          | 2003-2012           | 69  | 19                           | 0,12   | 2,4       | 64                | 5,8 | 29,7  | 2,0                    |
| Jämiänkeidas      | 2006-2012           | 80  | 32                           | 0,14   | 1,8       | 56                | 5,4 | 38,4  | 0,8                    |
| Karhunsuo         | 2000-2012           | 119 | 15                           | 0,072  | 2,1       | 65                | 2,7 | 20,3  | 0,7                    |
| Kiihansuo         | 2001-2012           | 81  | 13                           | 0,059  | 2,0       | 51                | 2,0 | 6,0   | 0,6                    |
| Konnunsuo         | 2007-2012           | 73  | 17                           | 0,10   | 1,3       | 29                | 3,3 | 39,9  | 1,4                    |
| Kuivastensuo      | 2003-2012           | 129 | 24                           | 0,075  | 1,5       | 36                | 5,0 | 11,6  | 1,2                    |
| Laukkuvuoma       | 2004-2005           | 21  | 10                           | 0,041  | 2,5       | 25                | 3,1 | 7,9   | 0,7                    |
| Linnansuo         | 2003-2012           | 146 | 15                           | 0,036  | 1,2       | 31                | 1,9 | 20,9  | 2,6                    |
| Muljunaapa        | 2004                | 10  | 18                           | 0,090  | 1,4       | 30                | 4,9 | 38,2  | 2,2                    |
| Nanhiansuo        | 2006-2012           | 88  | 34                           | 0,290  | 2,3       | 109               | 6,8 | 5,9   | 0,6                    |
| Puutiosuo         | 2002-2012           | 44  | 13                           | 0,086  | 2,2       | 26                | 3,6 | 12,5  | 1,1                    |
| Rajasuo           | 1998-2012           | 142 | 29                           | 0,17   | 2,6       | 66                | 8,5 | 24,1  | 0,6                    |
| Ristineva         | 2007-2012           | 75  | 13                           | 0,057  | 1,4       | 52                | 2,1 | 24,1  | 0,9                    |
| Sarvanneva        | 2003-2012           | 32  | 62                           | 0,19   | 2,5       | 52                | 5,3 | 4,3   | 0,6                    |
| Satamakeidas      | 2003-2012           | 115 | 9                            | 0,10   | 1,1       | 19                | 2,3 | 20,6  | 1,1                    |
| Savonneva         | 2001-2004           | 39  | 21                           | 0,12   | 3,1       | 73                | 4,4 | 7,0   | 0,6                    |
| Siiviläniemenaapa | 2005-2006           | 20  | 17                           | 0,039  | 2,3       | 18                | 10  | 35,6  | 2,1                    |

Tutkimusaineistona käytettiin ”Turvetuotannon vesistökuormituksen ennakkointi ja uudet hallintamenetelmät (TuVeKu)” –projektissa (Kløve ym. 2012a) kerättyjä turvetuotantoalueiden perustietoja, kuten valuma-alueen (eli suurimmaksi osaksi turvetuotantoalueen) koko ja kaltevuus, tuotantoala, tuotantomenetelmät, vesiensuojelurakenteet ja ojitussyvyys. Lisäksi aineistossa hyödynnettiin TuVeKu -projektin yhteydessä määritettyjä turvekerroksen alapuolisen mineraalimaan raekokojakaumia. Mineraalimaanäytteet kerättiin ojien pohjalta niiltä koekohteilta, joissa ojat selvästi ulottuivat turvekerroksen alapuoliseen mineraalimaahan. Uutena aineistona tutkimusta varten kerättiin kesän 2011 ja 2012 aikana kaikilta tuotantoalueilta turvenäytteet (2 x 1 m turveprofiilit, halkaisija 10 cm) tarkempia analyyseja varten (kuva 18). Maastokäyntien yhteydessä mitattiin lisäksi pintaturpeen leikkauslujuutta siipikairamittauksilla turveprofiilien näytepisteitä vastaavista kohdista. Kesän 2011 ja 2012 aikana kerätyistä turveprofiileista määritettiin laboratoriossa turpeen maatuneisuusaste (von Post) ja turvelaji sekä kolmesta eri kerroksesta (pinta, puoliväli ja pohja) turpeen kuivatilavuuspaino (*Bulk density*,

BD), huokoisuus, vesipitoisuus, hehkutushäviö LOI (poltto 550 °C) sekä turpeen ravinne- ja metallipitoisuudet. Turpeen metallipitoisuuden määritettiin  $\text{HNO}_3/\text{HCl}$  –liuotusta käyttäen ja typpipitoisuus standardin SFS-EN 13654-1 mukaisesti Suomen Ympäristöpalvelu Oy:n laboratoriossa. Lisäksi eri turvekerroksista määritettiin turpeen eroosioon vaadittava kriittinen leikkausjännitys CSM (Cohesive Strength Meter) –mittalaitteella (Tolhurst et al. 1999). Kriittisiä leikkausjännityksiä verrattiin turveominaisuuksiin ja edelleen valumaveden kiintoainepitoisuuksiin. Ilmatieteen laitoksen 1x1 km aineistoista kootut koekohteiden keskimääräiset kuukausisadannat (P) ja kuukausilämpötilat (T) sekä tuotantoalueiden keskeiset valuma-alue- ja maaperäominaisuudet on koottu taulukkoon 7.



Kuva 18. Havainnekuva näytteenotosta ja kerätyistä turveprofiileista. Kuvat: Tapio Tuukkanen.

Taulukko 7. Tutkittujen soiden keskimääräinen sadanta (P) ja lämpötila (T) seurantajaksolla, tuotantopinta-ala (A), tuotannon aloitusvuosi sekä keskeiset turpeen ja mineraalimaan ominaisuudet\*.

| Suo               | P**<br>[mm/a] | T**<br>[°C/a] | A<br>[ha] | Tuotannon<br>aloitus | Hallitseva<br>turvelaji | H*<br>[mm] | H <sub>pinta</sub> *<br>[mm] | LOI*<br>[%] | BD*<br>[g/cm <sup>3</sup> ] | D50*<br>[mm] |
|-------------------|---------------|---------------|-----------|----------------------|-------------------------|------------|------------------------------|-------------|-----------------------------|--------------|
| Hankilanneva      | 613           | 2,8           | 232       | 1994                 | Rahka                   | 4          | 4                            | 94,7        | 0,139                       |              |
| Hietalahdenaapa   | 647           | 0,5           | 68        | 1987                 | Sara                    | 3          | 3                            | 96,8        | 0,135                       | 0,105        |
| Hormaneva         | 677           | 3,9           | 380       | 1979                 | Sara                    | 5          | 4                            | 95,2        | 0,123                       |              |
| Isoneva           | 652           | 3,7           | 127       | 1999                 | Sara                    | 5          | 5                            | 98,2        | 0,170                       |              |
| Jämiänkeidas      | 701           | 4,4           | 411       | 1980                 | Rahka                   | 6          | 6                            | 96,4        | 0,127                       | 0,011        |
| Karhunsuo         | 676           | 5,0           | 248       | 1998                 | Sara                    | 4          | 4                            | 91,6        | 0,108                       |              |
| Kiihansuo         | 655           | 4,5           | 73        | 2002                 | Rahka                   | 4          | 2                            | 96,9        | 0,101                       |              |
| Konnunsuo         | 729           | 2,5           | 250       | 1982                 | Sara                    | 5          | 4                            | 88,7        | 0,130                       | 0,430        |
| Kuivastensuo      | 731           | 3,2           | 82        | 1986                 | Sara                    | 5          | 4                            | 95,0        | 0,117                       | 0,011        |
| Laukkuvuoma       | 675           | 1,9           | 94        | 1991                 | Sara                    | 4          | 4                            | 85,7        | 0,158                       |              |
| Linnansuo         | 702           | 3,1           | 70        | 1978                 | Sara                    | 4          | 4                            | 90,0        | 0,112                       |              |
| Muljunaapa        | 640           | 0,9           | 152       |                      | Sara                    | 4          | 4                            | 94,2        | 0,122                       |              |
| Nanhiansuo        | 645           | 5,2           | 86        | 2004                 | Rahka                   | 3          | 1                            | 97,8        | 0,082                       | 0,003        |
| Puutiosuo         | 667           | 2,2           | 99        | 1991                 | Sara                    | 4          | 4                            | 98,3        | 0,108                       | 0,095        |
| Rajasuo           | 599           | 3,8           | 350       | 1981                 | Rahka                   | 6          | 5                            | 98,6        | 0,175                       | 0,104        |
| Ristineva         | 687           | 4,0           | 240       | 1979                 | Rahka                   | 5          | 5                            | 98,3        | 0,097                       |              |
| Sarvanneva        | 626           | 3,8           | 61        | 1982                 | Sara                    | 7          | 6                            | 78,2        | 0,165                       | 0,004        |
| Satamakeidas      | 698           | 4,5           | 510       | 1976                 | Sara                    | 3          | 3                            | 96,3        | 0,110                       | 0,078        |
| Savonneva         | 625           | 3,3           | 110       | 1977                 | Sara                    | 5          | 3                            | 97,3        | 0,101                       | 0,042        |
| Siiviläniemenäapa | 635           | 2,4           | 145       | 1978                 | Rahka                   | 4          | 4                            | 96,3        | 0,150                       |              |

\* H on turpeen maatuneisuusaste (von Post), H<sub>pinta</sub> on pintaturpeen maatuneisuusaste (von Post), LOI on eri turvekerroksista määritetty keskimääräinen hehkutushäviö ja BD keskimääräinen kuivati-lavuuspaino. Hallitseva turvelaji on arvio turveprofiilissa yleisimmin esiintyvistä turvelajista (vaihtelee usein kerrosten välillä). D50 kuvaa mineraalimaan keskimääräistä partikkelikokoa.

\*\*Kuukausisadanta ja kuukausilämpötila 1x1 km, © Ilmatieteen laitos.

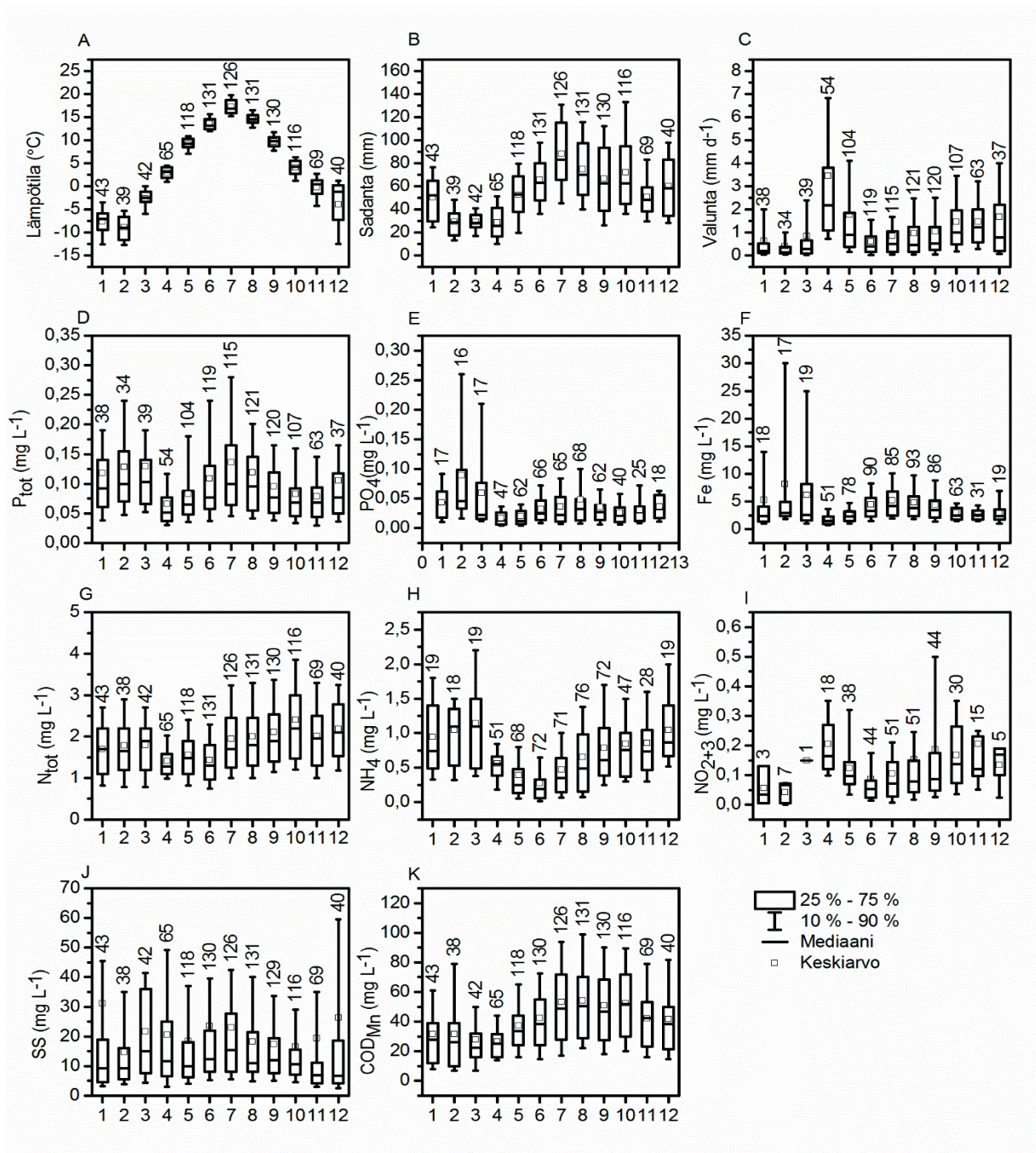
Ravinteiden, raudan ja humuksen huuhtoutumisen selittämiseksi tutkimuksessa määritettiin vesiuuttomenetelmällä turveprofiilien pinta-, puoliväli-, ja pohjakerroksista huokosveden (uuttoveden) kok. P, PO<sub>4</sub>-P, kok.N, NH<sub>4</sub>, NO<sub>2+3</sub>, Fe, COD<sub>Mn</sub> ja DOC -pitoisuudet sekä sähkönjohtavuus ja pH. Uuttomenetelmässä 100 ml kostea turvenäytettä sekoitettiin 400 ml tislattuun veteen, ravisteltiin pienellä nopeudella 2 h ja annettiin näytteen seisoa kylmähuoneessa (+4 °C) 24 tuntia. Uuttokokeissa saatujen huokosveden ravinne- ja metallipitoisuuksien ja uutettujen turvenäytteiden vastaavien pitoisuuksien suhteen avulla arvioitiin eri turvenäytteiden huuhtoutumisherkkyyttä (ts. kuinka suuri prosenttiosuus turpeesta olevasta ainemäärästä päätyy uuttoveteen). Huokosveden ainepitoisuuksia ja saatuja huuhtoutumisherkkyyksiä verrattiin turveominaisuuksiin huuhtoutumisherkkyyden selittämiseksi, sekä verrattiin tuloksia tuotantoalueilta lähtevän veden (ennen pintavalutuskenttiä) pitoisuuksiin. Yleisesti työssä tutkittiin eri muuttujien välisiä riippuvuuksia sekä pyrittiin löytämään regressiomalleja kiinto-aine- ja ravinnekuormituksen selittämiseksi. Lisäksi tarkasteltiin aikasarja-analyysin (Mann Kendall/Sen's slope) avulla keskimääräisten, ennen pintavalutuskenttiä mitattujen, vuosikuormitusten muutoksia tuotannon edetessä.

### 3.3 Tulokset ja niiden tarkastelu

#### 3.3.1 Kiintoaine

Tutkimuskohteiden välillä havaittiin merkittävää alueellista vaihtelua valumaveden keskimääräisissä kiintoainepitoisuuksissa (taulukko 6), jonka lisäksi yksittäisten soiden sisällä kiintoainepitoisuuksien (SS) ajallinen vaihtelu oli suurta. Kuukausittaiset SS -pitoisuudet olivat koko aineistossa keskimäärin hieman suurempia keskikesällä ja keväällä, mutta hetkellisiä suuria pitoisuuksia mitattiin käytännössä kaikkina vuodenaikoina (kuva 19). Keskikesän suuria SS -pitoisuuksia voivat selittää eroosioherkkä jyrshinturve tuotantoalueen pinnassa sekä yksittäiset rankkasateet, kun taas talven ja kevään suuret pitoisuudet liittyvät oletettavammin suuriin valuntoihin ja ojaston sedimenttivarastojen tyhjenemiseen. Kiintoainepitoisuuksien ja kuormitusten ajallinen vaihtelu yksittäisten soiden sisällä on oletettavasti riippuvaista mm. sääoloista sekä tuotantopinnan ja ojaston vallitsevista ominaisuuksista sateiden aikana, mutta harvasta vesinäytteenotosta ja kertaluontoisesti toteutetuista maastomittauksista johtuen yksittäisten kuormituspiikkien aiheuttajiin ei tässä tutkimuksessa päästy käsiksi.



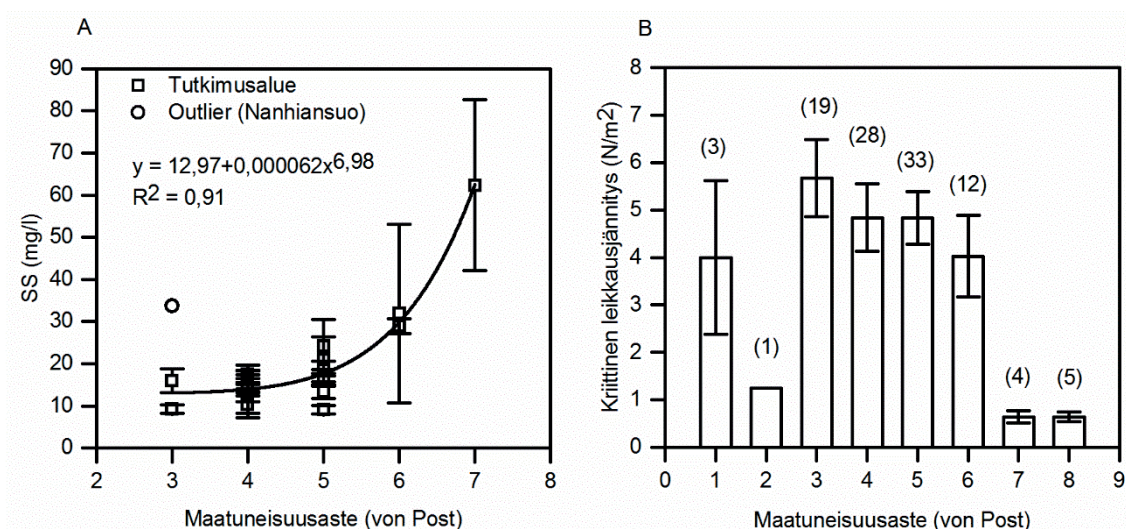


Kuva 19. Lämpötilan ja sadannan (kuukausisadanta ja kuukausilämpötila 1x1 km data, © Ilmatieteen laitos) sekä valumaveden pitoisuuksien (mitattu ennen pintavalutuskenttiä) jakautuminen kuukausittain koko 20 turvetuotantoaluetta käsittävässä aineistossa. Hajontakuvioiden yläpuolella on esitetty pystysuunnassa havaintojen kokonaismäärä (n) kyseisenä kuukautena.

Tuotantoalueiden keskimääräisiä valumaveden SS -pitoisuuksia pystyttiin selittämään turvekerroksen maatumaisuusasteen avulla (kuva 20A). Pitkälle maatumeilta (H6-H7) tuotantoalueilta mitatut kiintoainepitoisuudet olivat keskimäärin selvästi suurempia kuin maatumattomilta/keskimaatumeilta tuotantoalueilta. Kuvan 20A kaltainen riippuvuus saatiin myös turvekerroksen maatumaisuuden ja tuotantoalueilta mitattujen kiintoaineen suurimpien pitoisuuksien (75 % kvartiili) välille, mikä osoittaa eroosioriskin olevan suurimmillaan pitkälle maatumilla turvemaidilla. Maatumaisuusasteen vaikutuksesta eroosioherkkyyteen lisätukea saatiin CSM -mittauksista, jotka osoittivat selvästi turvepartikkelien liikkeellelähdykseen (eroosioon) vaadittavan kriittisen leikkausjännityksen pienenevän maatumaisuusasteen kasvaessa (kuva 20B). Kriittiset leikkausjännitykset olivat selvästi pienimpiä pitkälle maatumilla



(H7 ja H8) turpeilla (kuva 20B). Turpeen eroosioherkkyyttä ja CSM mittauksen tuloksia on käsitelty myös julkaisussa Tuukkanen ym. (2014).



Kuva 20. Turpeen maatuneisuusasteen vaikutus A) tuotantoalueilta huuhtoutuviin keskimääräisiin ( $\pm$  keskivirhe), ennen pintavalutuskenttiä mitattuihin, pitkän aikavälin kiintoainepitoisuuksiin sekä B) keskimääräisiin ( $\pm$  keskivirhe) turpeen eroosion kriittisiin leikkausjännityksiin. Kriittisten leikkausjännitysten määrittämisessä ei ole huomioitu jyrskittyä pintaturvetta. Kuvan A käyräsovituksessa on jätetty huomioimatta ympyrällä esitetty Nanhiansuon tuotantoalue. Kuvassa B on sulkeissa esitetty analysoidujen näytteiden kokonaismäärä (n).

Kuvan 20A mukaisesti keskimaatuneiden turvetuotantoalueiden välillä valumaveden kiintoainepitoisuuksissa oli suhteellisen paljon vaihtelua, eikä maatuneisuusaste siten ole ainoa selittävä tekijä kiintoainepitoisuuksien vaihtelussa. Myös kriittiset leikkausjännitykset keskimaatuneilla turpeilla vaihtelivat huomattavasti maatuneisuusluokkien sisällä. Kuvassa 20B esitetyt keskimääräiset leikkausjännitykset maatumattomille (H1-H2) turvenäytteille olivat pienempiä verrattuna keskimaatuneisiin turpeisiin (H3-H6). Tämä ero johtunee osittain vähäisestä näytemäärästä (H1:lle  $n=3$  ja H2:lle  $n=1$ ), joka ei vielä luotettavasti kuvaa maatuneisuusluokan keskimääräistä eroosioherkkyyttä. Maatumattomien pintaturpeiden eroosioherkkyydestä tarvitaan lisäselvityksiä tuotantoalueilta, joilla vähän maatuneita turpeita esiintyy. Fysikaalista selitystä kaikkein vähiten maatuneiden turpeiden (H1 ja H2) suuremmalle eroosioherkkyydelle suhteessa keskimaatuneisiin turpeisiin ei löydetty. Yleisesti ottaen voidaan sanoa, että kuivat, maatumattomia kasvijäänteitä (kuituja) sisältävät näytteet vastustivat eroosiota erittäin hyvin. Vastaavasti kosteat ja pitkälle maatuneet turpeet olivat erittäin alttiita eroosiolle. Lisäksi keskimaatuneiden turpeiden havaittiin erodoituvan kahdessa osassa siten, että ensin maatuneet osat turvenäytteestä irtosivat suhteellisen pienillä leikkausjännityksen arvoilla, jonka jälkeen jäljelle jäävät turvekuidut suojasivat loppunäytettä eroosiolta (Tuukkanen ym. 2014). Maatuneisuusasteen lisäksi muilla yksittäisillä turpeen fysikaalisilla ominaisuuksilla ei havaittu laboratoriokokeissa olevan tilastollisesti merkitsevää vaikutusta turpeen eroosioherkkyyteen. Rahka- ja sararahkaturpeet olivat jokseenkin herkempiä eroosiolle kuin sara- ja rahkasaraturpeet, mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Sen sijaan syvemmissä turvekerroksissa ( $> 50$  cm pinnasta) eroosioherkkyys oli tilastollisesti (Mann Whitney U -testi,  $p < 0,01$ ) suurempi kuin pinta- ja keskikerroksissa. Tämän oletettiin johtuvan pääasiassa siitä, että turveprofiilien maatuneisuus yleensä kasvoi syvempiin kerroksiin mentäessä.

Turpeen maatuneisuusasteen lisäksi tuotantoalueilta ennen pintavalutuskenttiä mitattuja keskimääräisiä kiintoainepitoisuuksia voitiin selittää turvekerroksen alapuolisen mineraalimaan partikkelikoolla. Niiden koekohteiden joukossa, joissa havaittiin mineraalimaakontaktia sarka-/kokoojaojissa ( $n = 10$ ), suurimmat kiintoainepitoisuudet mitattiin hienojakoisia savi/siltti maalajeja sisältäviltä alueilta

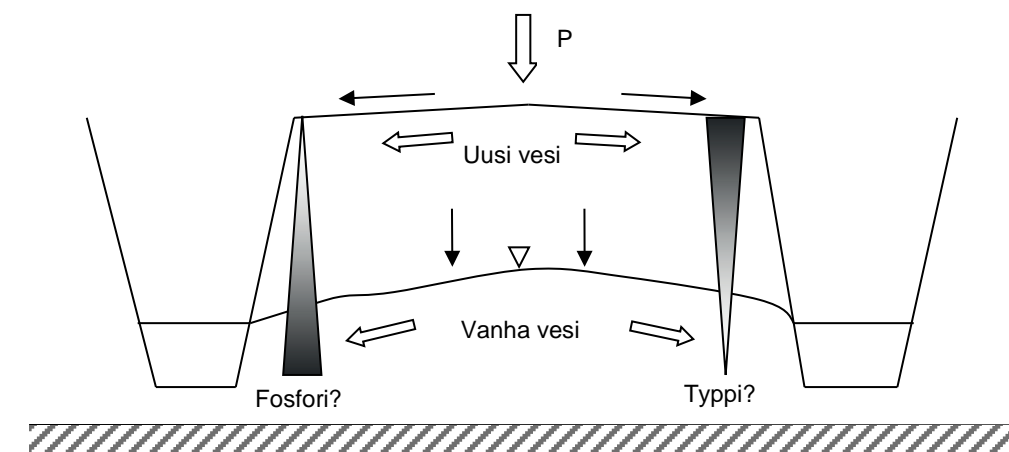
(Tuukkanen ym. 2014). Negatiivinen korrelaatio löydettiin valumaveden keskimääräisten kiintoainepitoisuuksien ja D50 -partikkelikoon (seulonassa 50 % läpäisyä vastaava raekoko) välillä sekä vastaava positiivinen korrelaatio kiintoainepitoisuuksien ja mineraalimaan hienoainepitoisuuden (seulonassa  $d < 0,063$  mm partikkelit) välillä. Mineraalimaan eroosiolla voidaan todennäköisesti selittää esimerkiksi Nanhiansuon heikosti maatuneelta turvetuotantoalueelta mitatut verrattain suuret keskimääräiset kiintoainepitoisuudet (Kuvassa 20A ympyrällä merkitty kohde). Ottamalla huomioon turvekerroksen keskimääräinen maatuneisuusaste H sekä mineraalimaan hienoainepitoisuus HAP, keskimääräisistä kiintoainepitoisuuksista (SS) tutkimuskohteiden välillä voitiin selittää yhtälön (2) regressiomallin mukaisesti 82 % (Tuukkanen ym. 2014):

$$SS \text{ (mg/l)} = -23,659 + 6,537 H + 0,323 HAP \quad (2)$$

Tulokset osoittavat, että riski eroosioon ja kiintoaineen kulkeutumiseen tuotantoalueilla on suurin kohteilla, joilla turvekerros on pitkälle maatunutta tai kuivatusojat ulottuvat hienojakoiseen mineraalimaahan. Saadut tulokset ovat samansuuntaisia aiempien tutkimusten kanssa (esim. Sallantaus 1983; Svahnback 2007). Molemmat näistä riskitekijöistä esiintyvät todennäköisimmin vanhoilla tuotantoalueilla, joissa tuotanto on edennyt syvempiin turvekerroksiin. Käytetyn aineiston suhteellisen lyhyessä aikasarjoissa selvää trendiä kiintoainepitoisuuksien lisääntymiseen tai vähenemiseen tuotannon edetessä ei ollut kuitenkaan havaittavissa. Tästä huolimatta tulokset viittaavat siihen, että vesienpuhdistusmenetelmien toimivuuteen tulisi kiinnittää erityistä huomiota pitkälle maatuneilla tuotantoalueilla. Tämän lisäksi ojien kaivamista tai syöpymistä turvekerroksen alapuoliseen eroosioherkkään mineraalimaahan tulisi välttää.

### 3.3.2 Fosfori

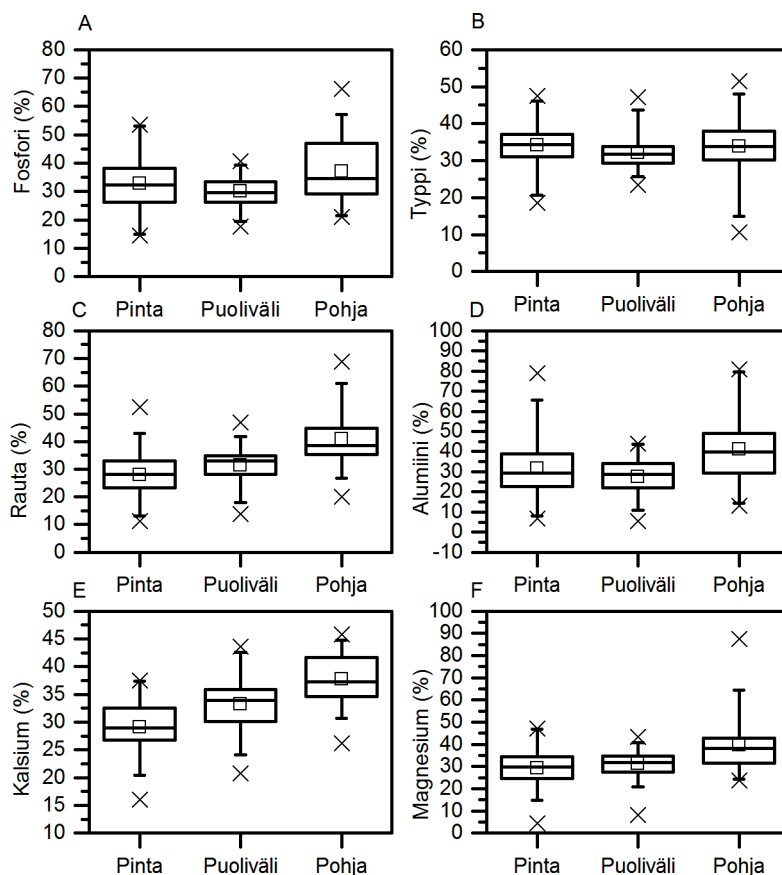
Tutkimuksen hypoteesina oli, että turvekerrosten fysikaalisilla ominaisuuksilla ja fosforin huuhtoutumisherkkyydellä, yhdessä valuma-alueen purkupisteestä mitatun valunnan kanssa, voidaan selittää tuotantoalueiden välillä vaihtelevia kokonaisfosfori- ja  $PO_4\text{-P}$  -pitoisuuksia. TuVeKu -projektissa (Kløve ym. 2012a) havaitun valunnan ja fosforipitoisuuden välisen negatiivisen korrelaation perusteella oletettiin, että fosfori on kerrostunut syvempiin turvekerroksiin, josta se huuhtoutuu helposti kerroksessa pitkään viipyneen veden (ns. vanha vesi) mukana ojiin ja edelleen pois tuotantoalueilta (kuva 21). Tätä hypoteesia testattiin vertailemalla turpeesta mitattuja fosforipitoisuuksia (kuva 22) ja uuttokokeissa määritettyjä huokosveden fosforipitoisuuksia (kuva 23) eri turvekerroksissa.



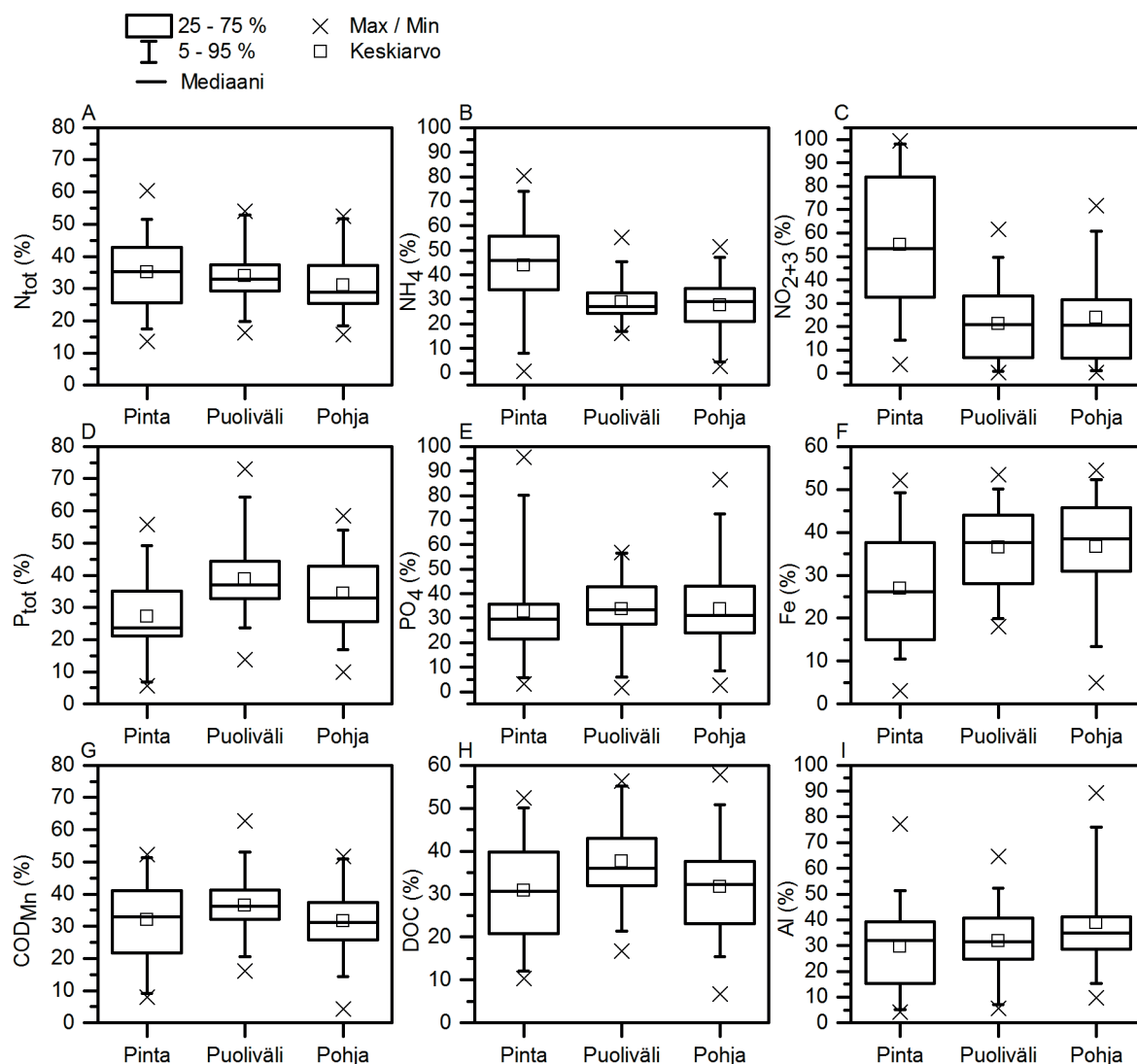
Kuva 21. Hypoteesi fosforin ja typen jakautumisesta turvekerrosten välillä.

Uuttokokeiden perusteella kokonaisfosforia ja fosfaattifosforia huuhtoutuu hieman enemmän turveprofiilien keski- ja pohjakerroksista verrattuna pintakerrokseen, mutta turveprofiilien välillä on paljon

hajontaa ja myös pintakerroksesta huuhtoumat voivat olla suuria (kuva 23). Myös turpeessa oleva fosfori on jakautunut lähtöoletusta tasaisemmin eri turvekerrosten välille (kuva 22). Sen sijaan fosforin huuhtoutumiseen oletettavasti vaikuttavat rauta (Fe) ja alumiini (Al) ovat selvemmin kerrostuneet syvempiin turvekerroksiin (kuva 22), ja uuttokokeiden perusteella niitä myös huuhtoutui enemmän syvemmistä kerroksista (kuva 23). Uuttokokeiden perusteella havaittiin, että turvenäytteistä, joista rauta tai alumiini huuhtoutui helposti, myös kokonaisfosforin huuhtoutumisherkkyys ((kok. P mg uuttovedessä)/(P mg turpeessa)) oli merkittävää. Lisäksi paljon alumiinia ja rautaa sisältävissä turvekerroksissa turpeessa oli myös paljon fosforia. Hypoteesin mukaista fosforin huuhtoutumista syvemmistä turvekerroksista pienten valuntojen aikana, ja sitä kautta valunnan kulkureittien vaikutusta valumaveden fosforipitoisuuksiin, tukee usein keskikesällä mitatut suuret kokonaisfosforin ja fosfaattifosforin pitoisuudet (vrt. kuva 19). Hypoteesia tukee myös helmi- maaliskuussa koekohteilla mitatut huomattavan suuret valumaveden fosforipitoisuudet (kuva 19). Suuret talviaikaiset fosfaattifosforin pitoisuudet voivat viitata myös hapettomissa olosuhteissa tapahtuvaan raudan pelkistymiseen ja siihen sitoutuneen fosfaattifosforin huuhtoutumiseen. On huomattavaa, että pienten valuntojen aikaiset suuret pitoisuudet eivät välttämättä vielä aiheuta merkittävää lisäystä massamääräisissä kuormituksissa.



Kuva 22. Turpeen ravinne- ja metallipitoisuuksien (mg/kg kuiva-ainetta) jakautuminen turvekerrosten välillä, pinta-, puoliväli- ja pohjakerroksissa. Prosenttiosuus kuvaa aineiden suhteellista osuutta eri kerroksissa kaikissa määritetyissä turveprofiileissa (n= 37).



Kuva 23. Uuttokokeissa määritetyt suhteelliset ravinteiden-, humuksen- ja metallien huuhtoumat eri turvekerroksista. Prosenttiosuus kuvaa eri kerroksista huuhtoutuvaa suhteellista ainemäärää pinta-, puoliväli- ja pohjakerrosten välillä kaikissa määritetyissä turveprofileissa (n=37).

Huolimatta turpeen ja huokosveden fosfori- ja metallipitoisuuksia ja niiden huuhtoutumisherkkyttä kuvaavasta laajasta aineistosta, valumaveden pitkän aikavälin keskimääräisten kok. P- tai  $\text{PO}_4\text{-P}$  -pitoisuuksien vaihtelua tutkimusalueiden välillä ei voitu selittää turpeen ominaisuuksilla ja/tai valunan muodostumista kuvaavilla tekijöillä (sadanta, lämpötila sekä mittapadoilla mitattu virtaama/valunta). Nanhiansuolla fosforin huuhtoutumisherkkyys oli uuttokokeiden perusteella keskimäärin suurinta verrattuna muihin tutkimusalueisiin, mikä näkyi myös keskimäärin suurimpina kokonaisfosforin ja fosfaattifosforin pitoisuuksina valumavedessä (myös  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ -huuhtoumat olivat suurempia kuin muilta alueilta). Muiden kohteiden joukossa huuhtoutumisherkkyys ei kuitenkaan korreloinut mitattujen, roudattoman kauden fosforipitoisuuksien kanssa. Sen sijaan valumaveden kiintoainepitoisuudet selittivät huomattavan osan kokonaisfosforipitoisuuksien vaihtelusta yksittäisten soiden sisällä sekä osittain myös koekohteiden välillä. Maatuneisuusasteen ja valumaveden kiintoainepitoisuuden välillä havaitun positiivisen korrelaation (kuva 20A) tavoin turvekerroksen keskimääräinen maatuneisuusaste selitti vastaavasti myös kokonaisfosforin pitoisuuksia alueiden välillä. Maatuneisuusaste ei selittänyt fosforin tai typen huuhtoutumisherkkyttä turvenäytteissä, joten oletettavasti turpeen maatuneisuus vaikuttaa kokonaisfosforin pitoisuuksiin lisääntyneen kiintoaineen eroosion ja kulkeutumisen kautta.

sen kautta. Kokonaisfosforin pitkän aikavälin keskimääräisten pitoisuuksien vaihtelusta koekohteiden välillä 76 % voitiin selittää valumaveden keskimääräisellä kiintoainepitoisuudella (SS) sekä uuttokokeiden keskimääräisellä fosforin huuhtoutumisherkkyydellä  $P_{\text{huuht.}}$  (yhtälö 3):

$$P_{\text{kok.}} (\text{mg/l}) = -0,034 + 0,005 \text{ SS (mg/l)} + 0,038 P_{\text{huuht.}} (\%) \quad (3)$$

Yhtälön (3) mukaisesti kokonaisfosforin huuhtoumat riippuvat sekä kiintoaineen eroosioprosesseista että fosforin huuhtoutumisalttiudesta turpeessa. Yhtälö ei todennäköisesti ole suoraan sovellettavissa tämän tutkimuksen aineiston ulkopuolisille tuotantoalueille, mutta se kuitenkin nostaa esille kaksi fosforin huuhtoutumiseen keskeisesti vaikuttavaa tekijää. Tulos myös osoittaa, että fosforin huuhtoutumisherkkyuden mittaaminen eri turvekerroksista voi tarjota tukea keskimääräisten fosforihuuhtoumien arviointiin valuma-alueella. Lisäselvityksiä kuitenkin tarvitaan osoittamaan, voidaanko tässä tutkimuksessa käytettyä yksinkertaista vesiuuttomenetelmää käyttää huuhtouman arviointiin yleisemmin, vai vaaditaanko luotettavan kuvan saamiseen esimerkiksi erilaiset olosuhdetekijät huomioivia tarkempia sorptio/desorptio -kokeita ja/tai useampia mittauksia tuotantoalueen sisäisen hajonnan selvittämiseksi. Tämän tutkimuksen tulosten perusteella voidaan yleisesti todeta, että kiintoaineen tehokas poisto valumavedestä edesauttaa myös kokonaisfosforin poistumista. Kiintoaineen kulkeutuminen tuotantoalueilla on todennäköisesti myös helpompi hallita kuin liukoisen fosforin huuhtoutuminen. Aikasarja-analyysin tulosten perusteella ei havaittu fosforin huuhtoutumista, kuten ei myöskään kiintoaineen kulkeutumisesta, selvää trendiä tuotantoalueiden iän kasvaessa ja tuotannon edetessä syvempiin turvekerroksiin (sekä nousevia että laskevia trendejä havaittiin). Useilla kohteilla kokonaisfosforin pitoisuudet olivat lievästi laskussa, mutta aineiston perusteella ei voida luotettavasti esittää myöskään tämän suuntaista yleistä trendiä.

### 3.3.3 Typpi

Tutkimuksen hypoteesina oli, että typpeä huuhtoutuu pääasiassa suurten valuntojen aikana turpeen pintakerroksista (kuva 21). Aiemmissa tutkimuksissa on havaittu etenkin nitriitti- ja nitraattitypen ( $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$ ) huuhtoutuvan turpeen pintakerroksista kuivan kauden jälkeisten valuntapiikkien aikana (Kløve, 2001). Tämän tutkimuksen aineistossa valumaveden kokonaistypen ja typen fraktioiden ( $\text{NH}_4$  ja  $\text{NO}_{2+3}$ ) pitoisuuksissa havaittiin selvää vaihtelua seurantakuukausien välillä (kuva 19). Valumaveden kok. N- ja  $\text{NH}_4$ -pitoisuudet olivat koekohteilla pienimmillään kevätvalunnan ja alkukesän aikana, ja pitoisuudet tyypillisesti nousivat loppukesää ja syksyä kohden (kuva 19).  $\text{NO}_{2+3}$  pitoisuudet olivat kuitenkin muihin vuodenaikoihin verrattuna poikkeuksellisen suuria myös kevätvalunnan aikana. Kevätvalunnan aikaiset pienet kok. N- ja  $\text{NH}_4$ -pitoisuudet, samoin kuin pienet  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ , Fe, kok. P ja  $\text{PO}_4\text{-P}$ -pitoisuudet, selittyvät osittain lumensulunnan aiheuttamalla valumaveden laimenemisella. Huomioitavaa on, että suurten valuntojen aikana massamääräiset kuormitukset ovat joka tapauksessa yleensä suuria. Nitraattitypen loppukesää ja syksyä kohden kasvavat valumaveden pitoisuudet selittyvät todennäköisesti sillä, että kesäkaudella nitraattityppeä kertyy turpeen pintakerrokseen turpeen hajoamisen seurauksena, josta se huuhtoutuu helposti voimakkaiden syyssateiden aikana (kuva 19). Talviaikaiset pienet nitraattityppipitoisuudet sekä verrattain suuret ammoniumtyppipitoisuudet viittaavat talviaikana mahdollisesti esiintyvien hapettomien olosuhteiden nitrifikaatiota hidastavaan vaikutukseen.

Turpeesta määritetty typpi oli aineiston perusteella jakautunut turvenäytteissä tasaisesti koko turvekerroksen alueelle (kuva 22). Lisäksi kokonaistyppeä huuhtoutui uuttokokeiden perusteella suhteellisen tasaisesti sekä pinta-, puoliväli- että pohjakerroksista (kuva 23). Sen sijaan nitraatti- ja ammoniumtyppeä huuhtoutui pintaturpeesta huomattavasti enemmän suhteessa pohja- ja välikerrokseen (kuva 23), mikä tukee hyvin kuvan 21 mukaista lähtöoletusta. Uuttokokeissa saatuja typpi- ja metallipitoisuuksia ja vastaavia turpeesta määritettyjä pitoisuuksia vertaamalla havaittiin, että alumiinin ja fosforin huuhtoutumisherkkyys korreloi voimakkaasti kokonaistypen huuhtoutumisherkkyuden kanssa.



Suurimmat turpeen alumiinipitoisuudet (kuva 22) ja alumiinin huuhtoutumisherkkyudet (kuva 23) mitattiin turvekerrosten pohjalta. Paljon tyypeä sisältävistä turvenäytteistä huuhtoutui uuttokokeessa prosentuaalisesti vähemmän tyypeä kuin vähemmän tyypeä sisältävistä näytteistä, mikä viittaa siihen, että paljon tyypeä sisältävissä näytteissä suuri osa kokonaistypestä voi olla heikosti huuhtoutuvassa/liukenevassa muodossa.

Turpeen tyypipitoisuuden, typen huuhtoutumisherkkyuden, turpeen fysikaalisten ominaisuuksien ja/tai valuma-alueen perusominaisuuksien avulla ei voitu selittää turvetuotantoalueiden välisiä valumaveden keskimääräisiä pitoisuusvaihteluita. Typen huuhtoutuminen riippuu tuotantoalueilla vallitsevista olosuhteista (esim. turpeen hajoaminen ja happiolosuhteet) ja turpeen ominaisuuksista monimutkaisten huuhtoutumisprosessien kautta, joten valuma-alueella typen keskimääräisten pitoisuuksien ennustaminen yksinkertaisilla regressiomalleilla ei ollut ainakaan tämän tutkimuksen aineistossa mahdollista. Aikasarja-analyysin perusteella kokonaistypen keskimääräisissä valumaveden vuosittaisissa roudattoman kauden pitoisuuksissa oli muutamilla pitkän seurantajakson tutkimusalueilla havaittavissa selvä (tilastollisesti merkitsevä) laskeva trendi. Toisaalta esimerkiksi Nanhiansuon ympärivuotisen seurannan piirissä olevassa aineistossa vuotuiset kokonaistyyppipitoisuudet olivat nousussa.

### 3.3.4 COD<sub>Mn</sub> ja rauta

COD<sub>Mn</sub> -arvoissa oli aineiston sisällä paljon sekä ajallista että paikallista vaihtelua. Keskimäärin COD<sub>Mn</sub> -huuhtoutuminen oli suurinta keskikesällä (kuva 19). Valumaveden keskimääräiset roudattoman kauden humuspitoisuudet korreloivat soiden välillä positiivisesti ( $r_s = 0,59$ ,  $p < 0,01$ ) keskimääräisen lämpötilan kanssa. Tämä selittää osittain myös esimerkiksi TuVeKu -hankkeen yhteydessä havaittua yhteyttä tuotantoalueen pohjois-etelä-suuntaisen sijainnin ja COD<sub>Mn</sub> -huuhtoutumien välillä (pohjoisessa keskimäärin pienemmät pitoisuudet). COD<sub>Mn</sub> huuhtoutuminen linkittyy tutkimuskohteiden välillä kokonaisfosforin ( $r = 0,78$ ) ja kokonaistypen ( $r = 0,55$ ) huuhtoutumiin siten, että COD<sub>Mn</sub>:n huuhtoutumien ollessa suuria myös fosforin ja typen huuhtoumat ovat olleet keskimäärin suurempia. Aikasarja-analyysin mukaan humuksen huuhtoutuminen myös seuraa pitkälti kokonaistypen vuosihuhtoumissa havaittuja trendejä. Valumaveden humuspitoisuus lisää selvästi valumaveden happamuutta, ja keskimääräiset COD<sub>Mn</sub> -pitoisuudet selittivätkin n. 55 % valumaveden keskimääräisestä pH-arvosta tuotantoalueiden välillä. Valumaveden pitkän aikavälin COD<sub>Mn</sub> -pitoisuudet olivat selvästi riippuvaisia uuttokokeilla määritetystä raudan huuhtoutumisherkkyydestä siten, että raudan huuhtoutumisherkkyys yksin selitti n. 55 % COD<sub>Mn</sub> -pitoisuuksien vaihtelusta tuotantoalueiden välillä. Valumaveden roudattoman kauden rautapitoisuuksia kuvasi puolestaan parhaiten ( $R^2 = 0,45$ ) regressioyhtälö, jossa huomioitiin keskimääräinen kuukausisadanta seurantakaudella Precip. (mm) sekä pintaturpeen rautapitoisuus Fe<sub>turve</sub> (g/kg kuiva-ainetta). Riippuvuutta voidaan kuvata yhtälön (4) avulla:

$$\text{Fe (mg/l)} = 15,407 - 0,180 \text{ Precip. (mm)} + 0,245 \text{ Fe}_{\text{turve}} \text{ (g/kg)} \quad (4)$$

### 3.3.5 Massamääräisen kuormituksen ennakointi

Kappaleissa 3.3.1–3.3.4 kiintoaineen, ravinteiden ja humuksen huuhtoutumista käsiteltiin valumaveden pitoisuuksien perusteella. On kuitenkin huomattava, että valunta selittää suurelta osin massamääräistä kuormitusta, sillä pitoisuusvaihtelut ovat turvetuotantoalueilla usein suhteellisen pieniä valunnan vaihteluihin nähden. Tämän vuoksi tuotantoalueilta lähtevän kuormituksen ennakoinnissa valunnan vaihtelut tulee ehdottomasti ottaa huomioon. Seurantajakson keskimääräisellä vuorokausivalunnalla voitiin selittää 59 % kiintoaineen ominaiskuormituksista ( $\text{kg/d/km}^2$ , ennen pintavalutuskenttiä), 48 % kokonaisfosforin, 65 % kokonaistypen, ja 35 % COD<sub>Mn</sub> -ominaiskuormituksesta. Alueiden sisällä havaittavasta kuormituksen vuosittaisesta tai hetkellisestä vaihtelusta valunta voi selittää vielä näitäkin huomattavasti suuremman osan. Kiintoaineen, kokonaisfosforin ja COD<sub>Mn</sub>:n osalta kuormi-

tusten selityksastetta tuotantoalueiden välillä voitiin parantaa ottamalla regressioyhtälöihin mukaan turpeen ominaisuuksia ja metallien huuhtoutumisherkkyttä kuvaavia tekijöitä. Kiintoaineen osalta koekohteiden välisen roudattoman kauden näytteenottopäivien keskimääräisen kuormituksen SS (kg/d) vaihtelusta saatiin selitettyä 86 % huomioimalla näytepäivien virtaamien Q lisäksi tuotantoalueen pintakerroksen maatuneisuusaste  $H_{\text{pinta}}$  yhtälön (5) mukaisesti (Tuukkanen ym. 2014):

$$SS \text{ (kg/d)} = -15,736 + 1,045 Q + 7,738 H_{\text{pinta}} \quad (5)$$

Kokonaisfosforin roudattoman kauden ominaiskuormitusten kok. P (kg/d/km<sup>2</sup>) vaihtelusta voitiin puolestaan valunnan q ja alumiinin huuhtoutumisprosentin  $Al_{\text{huuht}}$  avulla selittää 66 % yhtälön 6 mukaisesti:

$$P_{\text{kok.}} \text{ (kg/d/km}^2\text{)} = -0,032 + 0,006 q \text{ (l/s/km}^2\text{)} + 0,096 Al_{\text{huuht.}} \text{ (\%)} \quad (6)$$

$COD_{\text{Mn}}$  ominaiskuormituksesta keskimääräisellä valunnalla ja raudan huuhtoutumisherkkyydellä  $Fe_{\text{huuht.}}$  voitiin selittää 71 % yhtälön 7 mukaisesti:

$$COD_{\text{Mn}} \text{ (kg/d/km}^2\text{)} = -35,73 + 3,59 q \text{ (l/s/km}^2\text{)} + 82,91 Fe_{\text{huuht.}} \text{ (\%)} \quad (7)$$

Yhtälöt (5)-(7) osoittavat, että tuotantoalueiden välisten kuormitusten ennakkointia on mahdollista parantaa ottamalla huomioon erilaisia turvekerroksen ominaisuuksia. Tämän tutkimuksen aineistossa kuormitusten laskentaa hankaloitti kuitenkin puutteellinen ja osin epäluotettava virtaama-aineisto sekä ympärivuotisen seurannan puute useimmilla koekohteilla, joiden vuoksi vuosittaisia kokonaiskuormituksia ei saatu luotettavasti laskettua koekohteille. Tätä ongelmaa voitaisiin mahdollisesti lähestyä keräämällä korjatut ja täydennetyt kuormitustarkkailuaineistot turvetuotannon päästötarkkailuraporteista ja vertaamalla tuloksia esim. keskimääräisiin valumiin tai vuosisadantoihin. Tarkennettuja vuosikuormituksia ja valunta-kuormitus -riippuvuuksia tuotantoalueiden välillä voitaisiin edelleen verrata esimerkiksi tässä tutkimuksessa kerättyyn maaperäaineistoon. Tässä kappaleessa esitetyt yhtälöt havainnollistavat kuormitukseen vaikuttavia tekijöitä, mutta niitä ei voida vielä suoraan käyttää kuormitusten ennakkointiin uusille alueille.

Tämän tutkimuksen tuloksia arvioitaessa on syytä huomioda, että tuotantoalueelta lähtevät kuormitukset (valumaveden pitoisuudet ja kuormitukset) on mitattu ennen pintavalutuskenttiä. Maaperä- ja valuma-alue-tekijöiden vaikutusta pintavalutuskenttien jälkeiseen kuormitukseen ei erikseen tarkasteltu johtuen kenttien vaihtelevista puhdistustehokkuuksista. Jatkotutkimuksissa haasteena on yhdistää kuormituksen suuruuteen vaikuttavat tekijät tuotantoalueella sekä pintavalutuskenttien puhdistustehokkuuteen vaikuttavat tekijät (ks. kappaleet 4.2 - 4.4) arvioitaessa alapuolisiin vesistöihin päätyvää kuormitusta. Tämän osatutkimuksen kokemusten perusteella ominaiskuormitusten ennakoiminen eri alueille maaperäominaisuuksien ja valuma-alue-tekijöiden perusteella on erittäin hankalaa, jonka lisäksi vesienpuhdistusrakenteiden puhdistustehokkuuden arviointi tuo mukaan oman merkittävän lisähaasteen. Erilaisilta tuotantoalueilta lähtevää kuormitusta (ennen pintavalutuskenttiä) voidaan ennakoida lähinnä kuormitusriskin näkökulmasta, mutta tuotantoalueiden ominaiskuormitusten vaihtelua ei voida vielä luotettavasti arvioida. Käytännössä tässä tutkimuksessa esille nostetut kuormitusriskiä lisäävät tekijät voidaan huomioda siten, että riskikohteilla (esim. pitkälle maatuneet tuotantoalueet ja kohteet, joissa mineraalimaakontaktia) päästötarkkailun tuloksiin kiinnitetään erityistä



huomiota ja vesienpuhdistusta tehostetaan tarpeen mukaan. Esimerkiksi kiintoaineen pidättymistä vanhoilla tuotantoalueilla voidaan tehostaa varmistamalla pintavalutuskenttien ja laskeutusaltaiden asianmukainen toimivuus.

### 3.4 Yhteenveto ja johtopäätökset

Tutkimuksessa tehdyt turpeen eroosioherkkyyden suorat mittaukset (CSM-mittalaite) osoittivat, että turpeen keskimääräinen eroosioherkkyys kasvaa maatuneisuusasteen kasvaessa. Maatuneisuusasteet H1 ja H2 vaativat lisäselvitystä pienestä näytemäärästä johtuen. Lisäksi tulokset viittaavat siihen, että rahka- ja sara- ja rahkasaraturpeet voivat olla herkempiä eroosiolle kuin sara- ja rahkasaraturpeet, mutta ero ei tässä aineistossa ollut tilastollisesti merkitsevä. Pitkälle maatuneiden turpeiden suurempaa eroosioherkkyyttä tuki myös se havainto, että keskimääräiset valumaveden kiintoainepitoisuudet ennen pintavalutuskenttiä olivat tutkimuksessa suurimpia pitkälle maatuneilta tuotantoalueilta. Tutkimuksen tulokset viittaavat myös siihen, että turvekerroksen alapuolisen mineraalimaan ominaisuudet voivat vaikuttaa merkittävästi valumaveden kiintoainepitoisuuksiin. Mineraalimaan raekoko korreloi negatiivisesti keskimääräisten kiintoainepitoisuuksien kanssa tuotantoalueilla, joilla ojat läpäisevät turvekerroksen. Näin ollen vanhoilla tuotantoalueilla riski suureen kiintoainekuormitukseen oletettavasti kasvaa turvekerroksen maatuneisuuden lisääntyessä ja ojien ulottuessa turvekerroksen alapuoliseen mineraalimaahan. Vedenlaadun ja kuormituksen seurantaan on kiinnitettävä vanhoilla tuotantoalueilla erityistä huomiota, ja kiintoaineen pidättymistä pyrittävä tehostamaan tarpeen vaatiessa. Tämän tutkimuksen turvetuotantoalueilta, ennen tehostettuja vesienkäsittelyrakenteita (esim. pintavalutuskenttiä) mitatun vedenlaadun seuranta-aineistoissa ei voitu osoittaa selvää nousevaa trendiä kiintoaineen pitoisuuksissa ja/tai kuormituksissa, joskin analyysia hankaloittivat verrattain lyhyet aikasarjat ja osin hajanaiset aineistot.

Tutkimuksen mukaan turvetuotantoalueilta tehostetuille vesienkäsittelyrakenteille tulevat valumaveden fosforipitoisuudet ovat yleensä suurimmillaan pienten valuntojen aikaan keskikesällä ja talvella. Talviaikaan mitatut suuret fosforipitoisuudet voivat selittyä rautaan sitoutuneen fosfaattifosforin vapautumisella hapettomissa olosuhteissa. Huomion arvoista on, että pienten valuntojen aikana massamääräiset kuormitukset jäävät usein pieniksi. Valumaveden kokonaisfosforin pitoisuuksia tuotantoalueiden välillä voitiin selittää aineistossa kiintoainepitoisuuksien ja fosforin huuhtoutumisherkyyden (huokosveden fosforipitoisuus/turpeen fosforipitoisuus) avulla. Tulos osoitti, että suuri osa kokonaisfosforista kulkeutuu kiintoaineen mukana, mutta myös liukoisella fosforilla on merkitystä kokonaishuuhtoumissa. On selvää, että kiintoaineen tehokkaaseen pidättämiseen vesiensuojelurakenteilla tulee panostaa, jotta myös kokonaisfosforikuormaa saadaan vähennettyä.

$\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  huuhtoutuu suhteellisesti eniten turpeen pintakerroksista ja turvetuotantoalueilta tehostetuille vesienkäsittelyrakenteille tulevan valumaveden pitoisuudet ovat yleensä suurimmillaan loppukesän ja syksyn aikana. Tämä johtuu kuivan kauden aikana tapahtuvasta turpeen hajoamisesta hapellisessa pintakerroksessa, minkä seurauksena nitraattityppeä kertyy tuotantoalueen pintakerrokseen. Kuivan kauden jälkeiset suuret valuntapiikit voivat siten olla merkittäviä nitraattitypen huuhtouman kannalta. Suuria nitraattityppipitoisuuksia mitattiin myös keväällä lumensulannan aikana. Talviaikaiset nitraattityppipitoisuudet olivat tyypillisesti pieniä ja ammoniumtyppipitoisuudet verrattain suuria, minkä oletettiin johtuvan hapettomissa olosuhteissa hidastuneesta nitrifikaatiosta. Typen keskimääräistä huuhtoutumista tuotantoalueiden välillä ei voitu selittää turpeen typpipitoisuuksilla, uuttokokeiden perusteella määritetyllä typen huuhtoutumisherkkyydellä, valunnalla ja/tai valuma-alueen ja turpeen ominaisuuksilla. Yksittäisten koekohteiden vedenlaadun seuranta-aineistoissa havaittiin ravinteiden pitoisuuksissa ja kuormituksissa sekä tilastollisesti merkitseviä nousevia että laskevia trendejä. Kohteiden välisestä vaihtelusta ja usein lyhyistä aikasarjoista johtuen yleisiä johtopäätöksiä ei voitu tehdä kuormituksen muutoksista tuotantoalueen vanhetessa. Tutkimuksessa havaittua typen ja fosforin huuhtoutumisen kausittaista vaihtelua voidaan ottaa huomioon esim. kemiallisen vesienkäsittelyn optimoinnissa.

Turveprofiileista määritetty raudan huuhtoutumisherkkyys korreloi positiivisesti valumaveden COD<sub>Mn</sub> pitoisuuden kanssa tuotantoalueiden välillä. Lisäksi keskimääräiset COD<sub>Mn</sub> -pitoisuudet valumavedessä olivat verrattain pienempiä Pohjois-Suomen turvetuotantoalueilla kuin etelän tuotantoalueilla. Maantieteellisen sijainnin vaikutus COD<sub>Mn</sub> -huuhtoumiin selittyy lämpötilojen ja valunnan vaihteluilla. Yleisesti sekä kiintoaineen, fosforin, typen että COD<sub>Mn</sub>:n kuormituksista voidaan todeta, että konsentraatioiden vaihtelu on usein pientä suhteessa valunnan vaihteluihin, jolloin valunnan suuruus määrittelee suurelta osin kuormituksen ajallisen vaihtelun ja usein myös vaihtelun tuotantoalueiden välillä. Kiintoainekuormituksen selitysastetta saatiin tutkimuksen aineistossa parannettua huomioimalla regressiomallissa valunnan lisäksi pintaturpeen maatuneisuusaste. Vastaavasti kokonaisfosforikuormituksen ennustetta saatiin parannettua alumiinin huuhtoutumisherkkyiden, ja COD<sub>Mn</sub> -kuormitusennustetta raudan huuhtoutumisherkkyttä kuvaavan muuttujan avulla. Yleisesti voidaan todeta, että tässä osatutkimuksessa löydettiin kiintoaineen ja ravinteiden pitoisuuksien ja kuormitusten suuruuteen vaikuttavia potentiaalisia tekijöitä, mutta ominaiskuormitusten luotettavaan ennustamiseen uusille perustettaville tuotantoalueille ei vielä pystytty.

## 4 Pintavalutuskentät turvetuotannon vesienkäsittelyssä

*Anssi Karppinen, Kaisa Heikkinen, Mirkka Hadzic, Heini Postila, Mikko Tolkkinen ja Raimo Ihme*

## 4.1 Johdanto

Pintavalutuskenttiä on käytetty jo pitkään turvetuotannon vesiensuojelussa. Nykyisin laajimmin käytössä oleva ojittamaton pintavalutuskenttä kehitettiin ja otettiin käyttöön 1990-luvun alussa (Ihme ym. 1991a ja b; Ihme 1994). Sen avulla turvetuotannon kuormitusta onnistuttiin vähentämään tehokkaasti, ja 2000-luvun alussa se luettiin kuuluvaksi valumavesien kemiallisen vesienkäsittelyn rinnalla parhaaseen käytettävissä olevaan vesiensuojelutekniikkaan (BAT). Mahdollisuuksia ojittamattomien pintavalutuskenttien käyttöön turvetuotannon vesienpuhdistuksessa vähentää nykyisin se, että sekä valtioneuvoston periaatepäätös soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä ja suojelusta että myös valtakunnalliset alueidenkäyttötavoitteet ohjaavat uutta tuotantoa jo ojitetuille suoalueille. Siksi käytössä on myös ojitetuille alueille rakennettuja pintavalutuskenttiä (Postila 2007; Postila ym. 2011; Postila ym. 2014).

Sekä ojittamattomilla että ojitetuilla pintavalutuskentillä käytetään hyväksi suon ekosysteemin kykyä poistaa valumavedestä kiintoainetta ja ravinteita. Niille kohdistuvan hydraulisen kuormituksen suuruuteen vaikuttavat mm. valuma-alueen koko, sadanta, maaperän kosteus ja lämpötila. Lisäksi pintavalutuskenttien hydrologiaan vaikuttaa merkittävästi mahdollinen valumavesien pumppaus. Ojitetut ja ojittamattomat pintavalutuskentät kuuluvat ns. luonnon muovaamaan maaperään perustettuihin kosteikkoihin, joihin esimerkiksi Fisherin ja Acremanin (2004) tutkimuksessa on luettu suojavyöhykkeet ja kaikki erityyppisille soille perustetut vesiensuojelukosteikot.

Tässä osatutkimuksessa tarkasteltiin vedenlaatua ja kuormitusta pintavalutuskenttien alapuolella ja luonnontilaisissa, suovaltaisilta valuma-alueilta virtaavissa purovesissä. Valumaveden humuksen laatua tutkittiin turvetuotantoalueelta, luonnontilaiselta, suovaltaisella vertailualueelta ja metsätalousvaikutteisella valuma-alueelta tulevasta vedestä. Lisäksi tutkittiin pintavalutuskenttien aiheuttamia muutoksia humuksen laatuun. Pintavalutuskenttien puhdistustulokseen vaikuttavia tekijöitä tarkasteltiin ojittamattomilla ja ojitetuilla pintavalutuskentillä tähän mennessä eri puolilta Suomea hankittujen laajojen turvetuotannon päästötarkkailuaineistojen perusteella. Lisäksi selvitettiin turpeen alkuainepitoisuuksien vaikutusta fosforin pidätykseen pintavalutuskentillä sekä mahdollisuuksia tehostaa pintavalutuskenttien fosforinpidätyskykyä sorptiomateriaalien avulla.

## 4.2 Luonnontilaisten suoalueiden ja turvetuotannon valumaveden laatu ja kuormitus

*Anssi Karppinen, Mirkka Hadzic, Kaisa Heikkinen & Raimo Ihme*

Turvetuotantoalueilta tulevan veden laatu vaihtelee sekä ajallisesti että eri turvetuotantoalueiden välillä. Vaihtelua vedenlaatuun aiheuttavat myös erilaiset käytössä olevat vesienkäsittelymenetelmät. Eroja esiintyy myös luonnontilaisilta soilta tulevan valumaveden laadussa (Pöyry 2012). Maankäyttömuotojen kuormitusta voidaan laskea usealla eri tavalla. Virtaamanmittaus on turvetuotannossa nykyisin lähes aina jatkuvaa. Veden laatua selvitetään kuitenkin kertaluontoisten, veden hetkittäistä tilaa kuvaavien näytteiden avulla. Lähtökohtaisesti jokainen hetkittäiseen näytteenottoon perustuva kuormitustulos on epätarkka arvio kuormituksesta, mutta pitkällä tarkastelujaksolla voidaan kuitenkin päästä hyvin keskimääräistä kuormitusta kuvaaviin arvoihin (Tattari 2014). Absoluuttista kuormitusta ei voida mitata. Tässä osatutkimuksessa selvitettiin miten turvetuotannon pintavalutuskenttien alapuoliset vedet eroavat sulan maan aikana pitoisuuksiltaan ja kuormituksiltaan luonnontilaisista, suovaltaisilta valuma-alueilta virtaavista purovesistä.

### 4.2.1 Aineisto ja menetelmät

Osatutkimuksessa seurannan kohteina oli kahden roudattoman kauden (20.5.–30.10.2012 ja 22.5.–18.9.2013) kolme luonnontilaiselta suovaltaiselta valuma-alueelta lähtevää ojaa (lt) sekä kahdeksan turvetuotantoalueen (tt) pintavalutuskenttää, joista näytteet otettiin kentän ylä- ja alapuolelta (liite 1). Hankilannevan turvetuotantoaluetta seurattiin vain vuonna 2012, koska turvetuotanto alueella loppui tällöin. Vesinäytteet otettiin seuratuilta kohteilta noin kahden viikon välein ja niistä määritettiin kiintoainepitoisuus (0,4 µm nuclepore ja 1,2 µm GF/C suodattimet), liukoinen orgaaninen hiili (DOC) ja orgaaninen kokonaishiili (TOC), sekä laskennallisesti edellisten erotuksena partikkelimainen orgaaninen hiili (POC). Lisäksi määritettiin alumiinin ja raudan kokonaispitoisuudet. Luonnonojien virtaamat mitattiin siivikkomittauksella näytteenottojen yhteydessä. Turvetuotantoalueilla oli paineantureihin perustuva jatkuvatoiminen virtaamanmittaus. Luonnonojien virtaamia arvioitiin myös Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämän WSFS -mallijärjestelmän avulla. Osatutkimuksessa hyödynnettiin myös kemiallista käsittelyä koskeneen osatutkimuksen aineistoa, tutkittaessa kiintoaineen partikkelikokoja-kaumaa eri suodatinten välillä.

Kiintoaine määritetään turvetuotannon velvoitetarkkailussa 1,2 µm huokoskoon lasikuitusuodatimen avulla (SFS-EN 872). Tässä tutkimuksessa määritettiin kiintoainepitoisuus myös tiheimmän 0,4 µm huokoskoon Whatman nuclepore-suodattimella. Pitoisuusaineistoja käsiteltiin soveltuvin osin sekä Pearsonin, että Spearmanin korrelaatiotestien avulla mahdollisten tilastollisten riippuvuuksien löytämiseksi.

Tutkimuksen kohteena olleiden luonnontilaisten vertailualueiden valuma-alueet rajattiin ArcGIS-ohjelmistolla ja niiden ominaisuudet analysoitiin CORINE Land Cover 2006 -maanpeiteaineistoa käyttäen. Soiden ojitustilanteet määritettiin Maanmittauslaitoksen maastotietokannan (vuosi 2008) ja CORINE2006 -maanpeiteaineistojen avulla. Turvetuotantoalueiden pinta-alat saatiin Vapo Oy:ltä. Luonnontilaisten kohteiden maankäyttötiedot on esitetty liitteessä 1.

Kerätyistä aineistosta laskettiin kuormitukset jokaiselle kohteelle kolmella eri tavalla. Tavassa 1 (perinteinen) vesianalytiikan tulokset edustavat aikaa näytteenottohetkestä seuraavaan näytteenottohetkeen. Tavassa 2 (periodi) tulokset edustavat aikaa kahden näytteenottohetken puolivälistä seuraavien näytteenottojen puoleenväliin. Tavassa 3 (interpolointi) pitoisuudet on lineaarisesti interpoloitu näytteenottohetkien väliin jakamalla kahden peräkkäisen pitoisuuden erotus näytteenottojen välisellä päivien määrällä ja osittamalla muutos lineaarisesti päiville (Tattari ym. 2014). Luonnontilaisilla soilla, joilla virtaama mitattiin vain näytteenottohetkinä, myös virtaamia käsiteltiin edellä mainituilla kolmella eri tavalla. Jos laskennassa käytettiin WSFS – mallijärjestelmän arvoja, virtaamat laskettiin

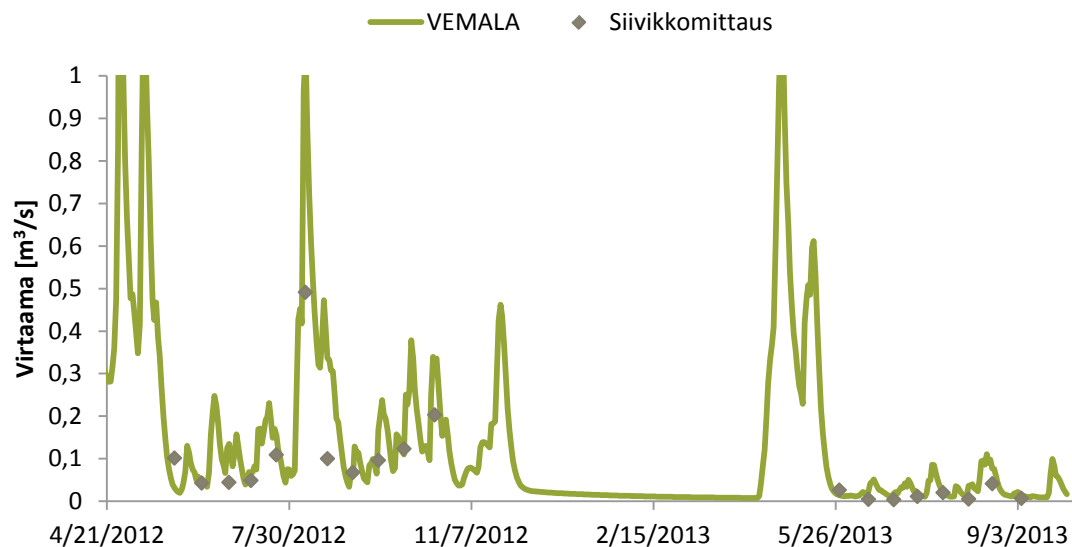


päivittäisistä valunnoista. Turvetuotantoalueiden kuormitukset laskettiin käyttäen jatkuvatoimisen virtaamanmittauksen päiväkeskiarvoja (kuva 24). Jokaisesta turvetuotantokohteesta laskettiin 3 erillistä kuormitustulosta (kg/ha/d), mutta jokaisesta luonnontilaisesta kohteesta laskettiin 6 eri kuormitustulosta (kg/ha/d), johtuen kahden eri virtaaman käytöstä laskennassa. Reduktiot laskettiin kohteiden ylä- ja alapuolisten pitoisuuksien keskiarvoista.



Kuva 24. Korentosuo:n pintavalutuskentän ja Nikulanojan luonnontilaisen suoalueen alapuoliset seurantapisteet. Kuvat: Anssi Karppinen.

Nikulanojan ja Ohenojan purouomat olivat elokuussa 2012 tulva-aikana niin leveitä, ettei siivikkomittauksista voitu suorittaa, joten virtaamat korvattiin WSFS-järjestelmän valuntatuloksista lasketuilla arvoilla (kuva 25). Myös Saarinevan virtaama on korvattu WSFS-järjestelmän valuntatuloksista lasketuilla virtaamilla elokuussa 2012 sattuneen kesätulvan ajalta, koska tällöin turvetuotantoalueen alapuolisen ojan padotus aiheutti sen että vedenkorkeus mittakaivossa nousi, jolloin paineanturin avulla mitattu virtaamatulos oli liian suuri (kuva 26). WSFS-järjestelmän avulla laskettuihin tuloksiin liittyy epävarmuuksia varsinkin pienillä valuma-alueilla. Luonnontilaisten suoalueiden valuma-alueet ovat kuitenkin jo niin suuria, että lukuja voidaan pitää käyttökelpoisina. Tätä oletusta tuki myös siivikkomittauksen ja WSFS-järjestelmän antamien tulosten yhteneväisyys (kuva 25).



Kuva 25. Esimerkki WSFS- järjestelmän valuma-aineistosta lasketusta virtaamasta verrattuna siivikkomittauksilla saatuihin virtaamiin. (Säippäsuon alapuolisen Säippäojan virtaamat. Y-akselin kokoa on rajoitettu lukemisen helpottamiseksi.)



Kuva 26. Saarinevan turvetuotantoalueen mittapadon alapuolista metsää kesätulvan aikaan 2012 elokuussa. Kuva: Anssi Karppinen.

## 4.2.2 Tulokset ja niiden tarkastelu

### 4.2.2.1 Kiintoaine

Keskimääräinen kiintoainepitoisuus (SS) luonnontilaisilta soilta tulevissa ojissa oli 6 mg/l (1,2  $\mu\text{m}$ :n suodatin) ja 14 mg/l (0,4  $\mu\text{m}$  suodatin) (taulukko 8). Nämä pitoisuudet olivat selvästi suuremmat kuin 21 metsäiseltä luonnontilaiselta valuma-alueelta kevään ja syksyn suurten virtaamien aikaan rapor-

toitudut arvot, joiden keskimääräinen kiintoainepitoisuus oli 2 mg/l (1,2 µm:n suodatin) ja 10 mg/l (0,4 µm:n suodatin) (Matsson ym. 2003).

Luonnontilaisten vertailualueiden alapuolisilla puroilla pienemmän huokoskoon suodattimen (0,4 µm) avulla määritetyn kiintoaineen ja orgaanisen kokonaishiilen (TOC) välillä havaittiin tilastollisesti merkitsevät yhteydet (Ohenoja ( $r_p=0,47$  ja  $p_n<0,05$ ), Säippäoja ( $r_p=0,90$  ja  $p_n<0,01$ ), Nikulanoja ( $r_p=0,93$  ja  $p_n<0,01$ )). Suuremman huokoskoon suodattimilla (1,2 µm) määritetyn kiintoaineen ja TOC:n välillä ei sen sijaan kaikilla kohteilla ollut merkitsevää korrelaatiota ja selitysasteet olivat pienempiä. Todennäköisesti 0,4 µm huokoskoon suodatinpaperille pidättyy kiintoainepartikkelien ohella myös suurimolekyyllipainoisimpia humusaineita. On myös mahdollista, että luonnontilaisilta vertailualueilta huuhtoutuva kiintoaine on pääosin orgaanista.

Turvetuotannon pintavalutuskentiltä (pvk ja opvk) lähtevässä vedessä kiintoainepitoisuudet olivat keskimäärin 5 mg/l (1,2 µm suodatin) ja 11 mg/l (0,4 µm suodatin) (taulukko 8). Pienimmät kiintoainepitoisuudet (0,4 µm suodatin) määritettiin ojittamattomilta pintavalutuskentiltä. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että nämä kentät poistavat valumavedestä suurimolekyyllipainoisia, rautapitoisia humuskolloideja (ks. kappale 4.3).

Tiheämmällä suodatinpaperilla (0,4 µm) määritetyt kiintoaineen keskimääräiset reduktiot (59 %) olivat keskimäärin hieman pienempiä kuin karkeammalla suodatinpaperilla (1,2 µm) määritetyt reduktiot (62 %) (taulukko 8). Tulos osoittaa, että pintavalutuskentät poistavat valumavedestä myös pieniä kiintoainepartikkeleita, jotka eivät näy tavallisesti turvetuotannon velvoitetarkkailussa käytetyissä 1,2 µm suodattimella määritetyissä kiintoainetuloksissa.

Taulukko 8. Kiintoainepitoisuudet (SS) eri suodattimilla määritettyinä luonnonsoiden alapuolella ja eri turvetuotannon vesiensuojeluratkaisujen yhteydessä. (yp = ennen tehostettua vesienkäsittelyä, ap = tehostetun vesienkäsittelyn jälkeen, pvk = pintavalutuskenttä, opvk = ojitettu pintavalutuskenttä). Reduktio laskettiin ylä- ja alapuolisten näytteiden pitoisuuksien keskiarvoista.

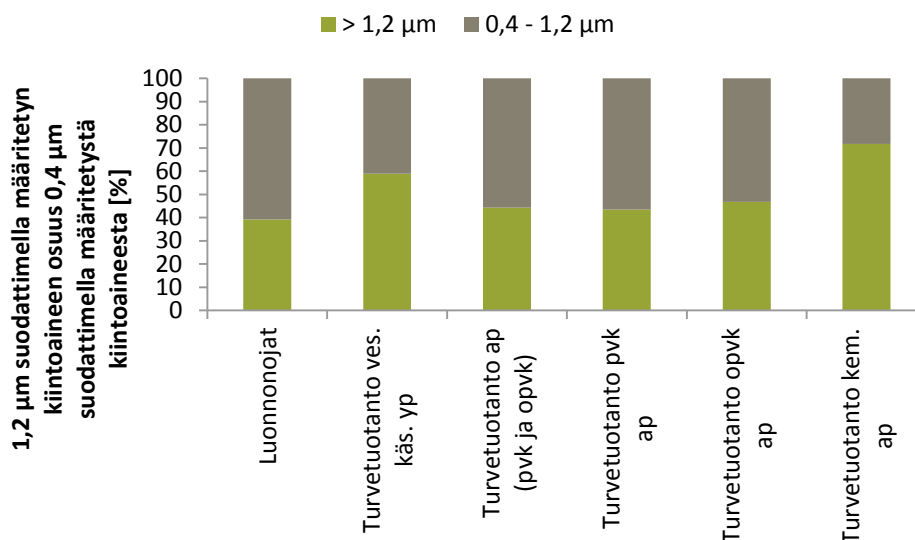
| Keskim. SS pitoisuus<br>GF/C 1,2 µm | [mg/l] | Keskim. SS pitoisuus<br>nuclepore 0,4 µm | [mg/l] |
|-------------------------------------|--------|--|--------|
| Luonnonojat                         | 6      | Luonnonojat                              | 14     |
| Turvetuotanto ves. käs. yp          | 17     | Turvetuotanto ves. käs. yp               | 29     |
| Turvetuotanto ap (pvk ja opvk)      | 5      | Turvetuotanto ap (pvk ja opvk)           | 11     |
| Turvetuotanto pvk ap                | 5      | Turvetuotanto pvk ap                     | 10     |
| Turvetuotanto opvk ap               | 7      | Turvetuotanto opvk ap                    | 14     |
| Reduktio GF/C 1,2 µm                | [%]    | Reduktio nuclepore 0,4 µm                | [%]    |
| Turvetuotanto (pvk ja opvk)         | 62     | Turvetuotanto (pvk ja opvk)              | 59     |
| Turvetuotanto pvk                   | 65     | Turvetuotanto pvk                        | 64     |
| Turvetuotanto opvk                  | 52     | Turvetuotanto opvk                       | 45     |

Eri suodattimilla (1,2 µm ja 0,4 µm) määritettyjen kiintoainepitoisuuksien suhteellinen ero luonnonsoiden alapuolella oli keskimäärin 151 %. Pintavalutuskenttien alapuolella suhteellinen ero oli keskimäärin 112 %, mutta kuitenkin pienempi kuin luonnontilaisilla soilla, pintavalutuskentän tyypistä riippumatta. Esimerkiksi maatalousvaltaisella Vantaanjoella on havaittu kiintoainepitoisuuden lisääntyvän suodatintyyppiä vaihdettaessa 8–65 % (Valkama 2006). Suhteellinen ero pieneni virtaaman kasvaessa ja keskimäärin kiintoainepitoisuus muuttui 37 %.

Pintavalutuskentät näyttivät tulosten mukaan muuttavan kiintoaineen partikkelikokojakaumaa. Turvetuotantoalueilla ennen tehostettua vesienkäsittelyä oli suhteessa enemmän karkeaa kuin hienoa kiintoainetta. Kuitenkin pintavalutuskenttien jälkeen otetuissa näytteissä kiintoaine jakautui keskimäärin melko tasaisesti suurempien kuin 0,4 µm ja suurempien kuin 1,2 µm fraktioiden välillä (kuva 27).



Tulosten perusteella ei voida kuitenkaan päätellä sitä, läpäiseekö osa pienempikokoisesta kiintoaineksesta pintavalutuskentän, vai onko pintavalutuskenttien alapuolinen kiintoaine peräisin pintavalutuskentästä itsestään. Luonnontilaisilta vertailualueilta virtaavissa ojavesissä kiintoaineen partikkelikokojakauma näyttäisi tulosten perusteella olevan painottunut pienempiin jakeisiin kuin turvetuotannossa ennen tehostettua vesienkäsittelyä tai pintavalutuskenttien jälkeen. Kemiallisen käsittelyn jälkeinen kiintoaine on muihin tehostetun vesienkäsittelyn läpikäyneiden vesien kiintoaineisiin verrattuna selvästi enemmän painottunut suurempiin jakeisiin. Ilmiötä selittää kemialliselle käsittelylle ominainen partikkeleita kasvattava vaikutus.



Kuva 27. jakautuminen partikkelikokoluokkiin > 1,2 µm ja 0,4 – 1,2 µm luonnonojissa ja turvetuotantoalueilla pintavalutuskenttien (pvk) ja ojitettujen pintavalutuskenttien (opvk) yläpuolella (yp) ja alapuolella (ap).

#### 4.2.2.2 Orgaaninen hiili (humus)

Orgaanisen hiilen (TOC) ja liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) keskimääräiset pitoisuudet olivat luonnontilaisten soiden alapuolisissa ojissa keskimäärin 22 ja 17 mg/l (taulukko 9). Aiemmassa tutkimuksessa luonnontilaisten metsäalueiden kevään ja syksyn suurten virtaamien aikaan TOC -pitoisuus on vaihdellut keskimäärin välillä 9,1–36 mg/l, keskiarvon ollessa 20 mg/l (Matsson ym. 2003). Turvetuotantoalueilla ennen tehostettua vesienkäsittelyä TOC:in ja DOC:in keskimääräiset pitoisuudet olivat 26 mg/l ja 22 mg/l ja pintavalutuskenttien alapuolella 30 ja 27 mg/l (taulukko 9). Pitoisuudet vaihtelivat pintavalutuskenttien alapuolella keskimäärin välillä 16–36 mg/l (DOC) ja 17–47 mg/l (TOC) ja luonnonojissa välillä 10–31 mg/l (DOC) ja 10–53 mg/l (TOC). Luonnontilaisten soiden alapuolisissa vesissä orgaanisen hiilen pitoisuudet olivat yleensä keväällä pieniä. Pitoisuudet olivat suurimmillaan keskikesän lämpiminä aikoina ja laskivat syksyä kohti. Luonnonojien orgaanisen hiilen pitoisuudet olivat yleensä pintavalutuskenttien alapuolisia pitoisuuksia pienempiä. Säippäojalla havaittiin kuitenkin muita luonnonojia ja osittain myös pintavalutuskenttien alapuolisia suurempia pitoisuuksia.

Taulukko 9. Orgaanisen hiilen fraktioiden keskimääräiset pitoisuudet ja reduktiot eri vesienkäsittelyratkaisujen yhteydessä sekä luonnonalaisten vertailualueiden alapuolella.

| Keskiarvo DOC              | [mg/l] | Keskiarvo TOC              | [mg/l] | Keskiarvo POC              | [mg/l] |
|----------------------------|--------|----------------------------|--------|----------------------------|--------|
| Luonnonojat                | 17     | Luonnonojat                | 22     | Luonnonojat                | 5      |
| Turvetuotanto ves. käs. yp | 22     | Turvetuotanto ves. käs. yp | 26     | Turvetuotanto ves. käs. yp | 5      |
| Turvetuotanto ap           | 26     | Turvetuotanto ap           | 30     | Turvetuotanto ap           | 3      |
| Turvetuotanto pvk ap       | 26     | Turvetuotanto pvk ap       | 30     | Turvetuotanto pvk ap       | 4      |
| Turvetuotanto opvk ap      | 28     | Turvetuotanto opvk ap      | 31     | Turvetuotanto opvk ap      | 3      |
| Reduktio DOC               | [%]    | Reduktio TOC               | [%]    | Reduktio POC               | [%]    |
| Turvetuotanto pvk          | -15    | Turvetuotanto pvk          | -8     | Turvetuotanto pvk          | 36     |
| Turvetuotanto opvk         | -12    | Turvetuotanto opvk         | -6     | Turvetuotanto opvk         | 41     |

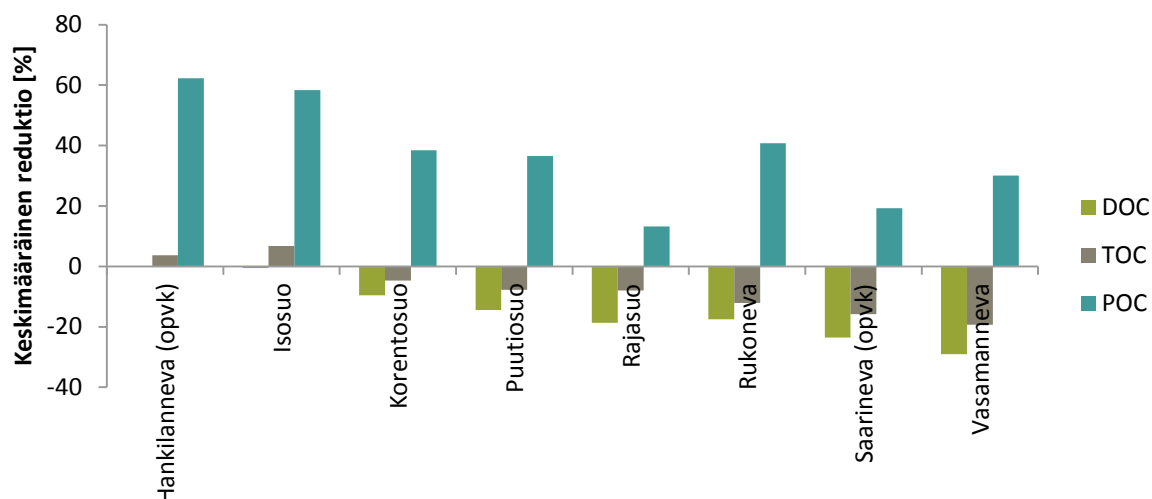
Sekä pintavalutuskenttien alapuolella että luonnonojissa suurin osa orgaanisesta hiilestä oli liukoises-  
sa muodossa. Pintavalutuskenttien alapuolella keskimäärin 88 % orgaanisesta hiilestä oli liukoista  
(partikkelikoko < 0,45 µm) ja luonnonojissa vastaavasti keskimäärin 76 %.

Pintavalutuskentät eivät poistaneet liukoista orgaanista hiiltä turvetuotannon valumavesistä (tau-  
lukko 9). Liukoisen orgaanisen hiilen pitoisuus pysyi samana tai lisääntyi keskimääräisten reduktiotu-  
lostojen vaihdellessa välillä -29 – 0 %. Keskimäärin DOC lisääntyi pintavalutuskentillä 14 % (taulukko  
9). Liukoisen orgaanisen hiilen lisääntyminen pintavalutuksen aikana johtuu kentillä tapahtuvasta,  
soille tyypillisestä turpeen hajoamisesta.

Kemiallisen hapenkulutuksen, jonka perusteella humuksen huuhtoutumista on yleensä turvetuo-  
tannon päästötarkkailuissa seurattu, on havaittu muuttuvan pintavalutuksen aikana turvetuottajien  
Pohjois-Suomen tarkkailutuloksista laskettuna -27-7 % (Pöyry 2012). Kemialliseen hapenkulutukseen  
vaikuttavat kuitenkin humuksen lisäksi kaikki veden sisältämät orgaaniset aineet, kuten orgaaninen  
kiintoaine (suodattamaton näyte), osa raudasta ja nitriittityppi (SFS 3036), joiden pitoisuuksia pinta-  
valutuskenttien on todettu vähentävän (Ihme ym. 1991). Tässä tutkimuksessa havaittu tuotantoalueen  
turpeessa olevan raudan huuhtoutumisherkkyden (huokosveden pitoisuuden) ja tuotantoalueiden  
ennen tehostettua vesienkäsittelyä seurattujen COD<sub>Mn</sub> –pitoisuuksien välillä havaittiin tilastollisesti  
merkittävä yhteys (ks. kappale 3.3.4). Yhteys vahvistaa käsitystä siitä, että valumaveden raudan mää-  
rä vaikuttaa COD<sub>Mn</sub> -tuloksiin. Rauta voi olla sitoutuneena humusaineisiin kahden ja kolmen arvoise-  
na. Myös kiintoaineen ja raudan pintavalutuskentällä tapahtuvien reduktioiden välillä oli tilastollisesti  
merkittävä korrelaatio (ks. kappale 4.4).

Orgaanista hiiltä (TOC) poistui valumavedestä pintavalutuskentillä vain Hankilannevalla ja  
Isosuolla ja näilläkin kohteilla reduktiot olivat pieniä. Kaikkien kohteiden puhdistustulokset vaihteli-  
vat välillä -19-7 %. TOC:n reduktiot olivat hieman parempia kuin DOC:n reduktiot, koska kiintoai-  
neen pidättyessä pintavalutuskentille, niille pidättyy myös partikkelimaista hiiltä (POC) (kuva 28 ja  
taulukko 9). Partikkelimainen hiili on osa orgaanisesta hiilestä. TOC:n reduktio pintavalutuskentillä  
oli keskimäärin -7 % (taulukko 9). Partikkelimaista orgaanista hiiltä (partikkelikoko > 0,45 µm) oli  
luonnonojissa ja turvetuotannon valumavesissä ennen tehostettua vesienkäsittelyä keskimäärin yhtä  
paljon (taulukko 9). Keskimääräiset POC-pitoisuudet olivat pintavalutuskenttien alapuolella hieman  
pienemmät kuin luonnonojissa.





Kuva 28. Keskimääräiset orgaanisen hiilen reduktiot turvetuotantoalueiden pintavalutuskentillä.

#### 4.2.2.3 Rauta ja alumiini

Raudan keskimääräinen pitoisuus oli ennen tehostettua vesienkäsittelyä 6200 µg/l, pintavalutuskenttien alapuolella 3000 µg/l ja luonnonojissa 4800 µg/l (taulukko 10). Näin ollen pintavalutuskenttien avulla raudan määrää valumavedessä saatiin vähennettyä niin paljon, että pitoisuudet olivat keskimäärin luonnonsoiden vastaavia pitoisuuksia pienempiä. Matsson ym. (2003) tutkimissa luonnontilaisten metsäalueiden valumavesissä keskimääräiset rautapitoisuudet ovat olleet kevään ja syksyn suurten virtaamien aikaan välillä 400 – 2700 µg/l ja keskiarvo on ollut 1000 µg/l. Soiden osuudet valuma-alueesta vaihtelivat kuitenkin kyseisessä tutkimuksessa välillä 10 - 71 %, joka on keskimäärin vähemmän kuin tässä tutkimuksessa mukana olleilla luonnontilaisilla vertailualueilla (77- 87) %, minkä vuoksi tulos lienee alhaisempi. Kohteilla, joissa soiden osuus valuma-alueesta oli korkeampi, olivat myös raudan pitoisuudet suurempia. Tässä tutkimuksessa seuratuissa luonnonojissa kiintoainepitoisuudet olivat suuria, joten myös kiintoaineen mukana kulkeutuva rauta nosti suodattamattomien näytteiden raudan pitoisuuksia. Lisäksi tutkimusten eroavat mittaussajankohdat ja siten erilaiset virtaamatilanteet ovat voineet vaikuttaa tulokseen. Virtaamaolosuhteiden tiedetään vaikuttaneen aapasuoalueen valumaveden humuksen rautapitoisuuteen (Heikkinen 1990a).

Keskimääräiset alumiinin pitoisuudet olivat ennen pintavalutusta 361 µg/l, pintavalutuskenttien alapuolella 187 µg/l ja luonnonojissa 141 µg/l (taulukko 10). Luonnontilaisten metsäalueiden valumavesissä alumiinipitoisuudet ovat olleet kevään ja syksyn suurten virtaamien aikaan keskimäärin 220 µg/l, vaihdellen välillä 38–550 µg/l (Matsson ym. 2003). Alumiini pidättyi pintavalutuskentille mutta reduktiot olivat hieman pienempiä kuin raudan reduktiot (taulukko 10). Pintavalutuskenttien alapuolella oli suurta vaihtelua sekä raudan että alumiinin pitoisuuksissa.

Taulukko 10. Raudan ja alumiinin keskimääräiset pitoisuudet ja reduktiot koekohteilla.

| Fe keskiarvo                    | [µg/l] | Al keskiarvo                    | [µg/l] |
|---------------------------------|--------|---------------------------------|--------|
| Luonnonojat                     | 4800   | Luonnonojat                     | 141    |
| Turvetuotanto ves. käs. yp      | 6200   | Turvetuotanto ves. käs. yp      | 361    |
| Turvetuotanto ap (pvk ja opvk)  | 3000   | Turvetuotanto ap (pvk ja opvk)  | 187    |
| Turvetuotanto pvk ap            | 2200   | Turvetuotanto pvk ap            | 197    |
| Turvetuotanto opvk ap           | 8200   | Turvetuotanto opvk ap           | 160    |
| Fe reduktiot                    | [%]    | Al reduktiot                    | [%]    |
| Turvetuotanto pvk (pvk ja opvk) | 53     | Turvetuotanto pvk (pvk ja opvk) | 47     |
| Turvetuotanto pvk               | 58     | Turvetuotanto pvk               | 49     |
| Turvetuotanto opvk              | 40     | Turvetuotanto opvk              | 43     |

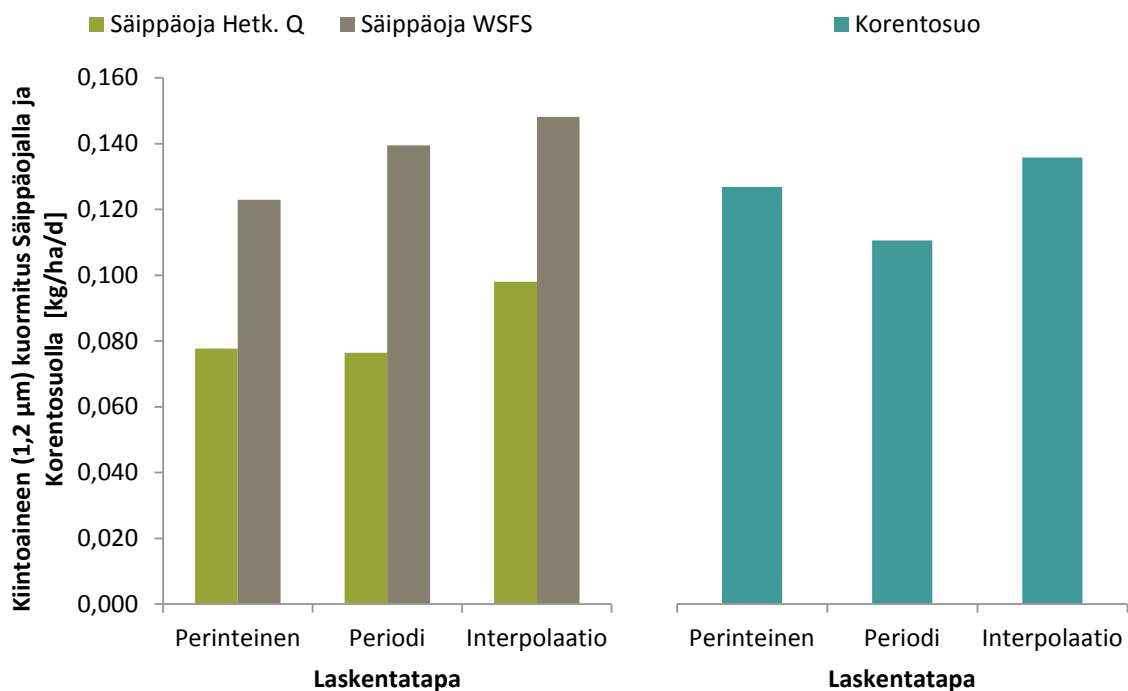
#### 4.2.2.4 Kiintoaineen, orgaanisen hiilen ja raudan kuormitus

Tarkkailuvuodet 2012 ja 2013 olivat hydrologisesti hyvin erilaisia (taulukko 11). Seurantakausi vuonna 2012 oli huomattavasti vuotta 2013 runsassateisempi. Keskivirtaamia tarkasteltaessa on huomiotava, että aineisto ei sisällä kevättulvia eikä toisaalta talven alivirtaamakausia. Tarkkailujaksojen keskimääräiset valunnat olivat keskimäärin hieman suurempia kuin yleisesti turvetuotantoalueiden keskivaluntana käytetty 10 l/s/km<sup>2</sup>. Lisäksi luonnonojien kahdella eri menetelmällä määritetyt virtaamat poikkesivat toisistaan ja kumpaankin menetelmään sisältyy epävarmuuksia.

Taulukko 11. Tarkastelukausi keskiarvo [l/s/km<sup>2</sup>] turvetuotantoalueilla ja luonnonoilaisilta vertailualueilta virtaavissa ojaesissä (WSFS-malli ja hetkellinen Q siivikkomittaus).

|               |         | 2012 | 2013 | Keskiarvo |
|---------------|---------|------|------|-----------|
| Turvetuotanto |         | 17,8 | 9,5  | 14,1      |
| Luonnonojat   | WSFS    | 15,6 | 5,7  | 10,6      |
|               | Hetk. Q | 18,8 | 2,3  | 10,5      |

Koekohteiden ja tarkkailuvuosien välillä oli suuria eroja kaikkien tarkasteltujen muuttujien kuormituksessa. Myös laskentatapojen välillä oli suuria kuormituseroja muun muassa tilanteissa, joissa laskennassa käytetty pitoisuus muuttui merkittävästi lähellä suuria virtaamanvaihteluja (kuva 29). Tämä johtuu siitä, että eri laskentamenetelmissä tietyn päivä valumaveden pitoisuus voi olla erilainen laskentavasta riippuen, jolloin myös kuormitustulos muuttuu. Ilmiö tukee tulosta, jonka mukaan muutokset virtaamassa ovat suurin kuormitukseen vaikuttava tekijä (ks. kappale 3.3). Edellä mainittujen syiden vuoksi vertailuissa on käytetty kolmen eri kuormituslaskumenetelmän antaman tuloksen keskiarvoa. Tällä tavoin menettelemällä eri menetelmien mahdollisesti aiheuttamien virheiden pitäisi tasoittua.



Kuva 29. Laskentatapojen ja virtaamien vaikutus kuormitustulokseen Korentosuolla ja säippäojalla koko tarkkailukaudella.

Keskimääräinen roudattoman kauden aikainen kiintoainekuormitus oli koko kahden vuoden seuranta-jakson aikana turvetuotannon ojittamattomilta pintavalutuskentiltä samalla tasolla kuin luonnontilaisilta vertailualueilta - suodatuksessa käytetystä suodattimesta riippumatta (taulukko 12). Orgaanisen hiilen (TOC ja DOC) ja alumiinin kuormitukset olivat suurempia, mutta raudan kuormitus puolestaan selvästi pienempi kuin luonnontilaisilta vertailualueilta määritetyt arvot. Liukoisen orgaanisen hiilen osalta turvetuotannon kuormitus oli noin kaksinkertaista luonnontilaisiin vertailualueisiin verrattuna. Alumiinin kuormitus suhteessa muihin seurattuihin muuttujiin oli pientä, mutta turvetuotannon osalta suurempaa kuin luonnontilaisilta vertailualueilta. Kaikkien tässä tarkasteltujen vedenlaatumuuttujien kuormitukset olivat suurimmillaan ojitetujen pintavalutuskenttien alapuolella. Tulos johtunee ainakin osaksi siitä, että seurannassa oli mukana vain kaksi ojitettua pintavalutuskenttää, joista toinen vain selvästi runsassateisemman seurantakauden aikana vuonna 2012.

Taulukko 12. Turvetuotannon ja luonnonnilaisten vertailualueiden kolmella eri menetelmällä laskettujen kuormitus-  
ten keskiarvot (kg/ha/d).

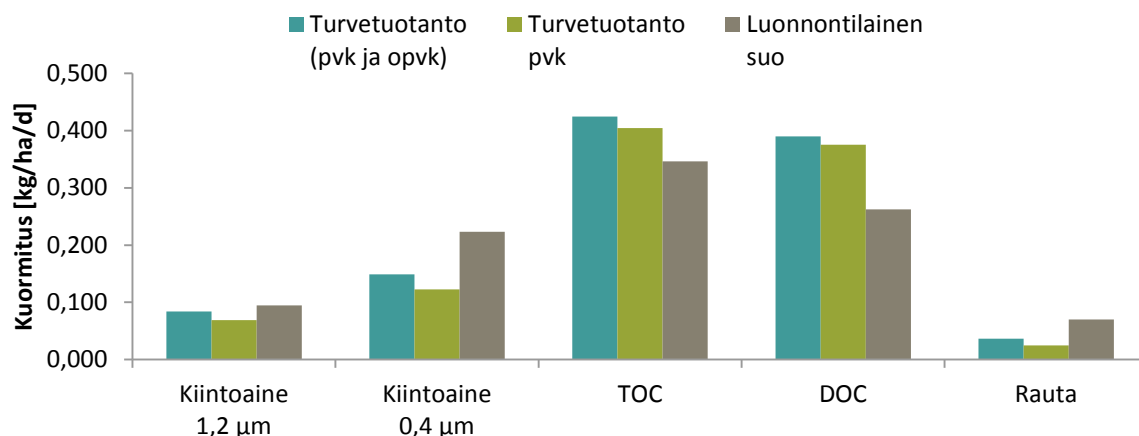
|                      | Turvetuotanto<br>(pvk) |       |       | Luonnonnilainen<br>vertailualue |       |       | Turvetuotanto<br>(pvk ja opvk) |       |       |
|----------------------|------------------------|-------|-------|---------------------------------|-------|-------|--------------------------------|-------|-------|
|                      | 2012                   | 2013  | yht.  | 2012                            | 2013  | yht.  | 2012                           | 2013  | yht.  |
| Kiintoaine 1,2<br>µm | 0,069                  | 0,038 | 0,057 | 0,095                           | 0,007 | 0,058 | 0,084                          | 0,043 | 0,068 |
| Kiintoaine 0,4<br>µm | 0,122                  | 0,086 | 0,109 | 0,223                           | 0,024 | 0,14  | 0,149                          | 0,101 | 0,132 |
| TOC                  | 0,405                  | 0,247 | 0,336 | 0,346                           | 0,054 | 0,225 | 0,424                          | 0,291 | 0,366 |
| DOC                  | 0,375                  | 0,208 | 0,301 | 0,263                           | 0,046 | 0,173 | 0,39                           | 0,249 | 0,329 |
| Rauta                | 0,024                  | 0,02  | 0,022 | 0,07                            | 0,009 | 0,045 | 0,036                          | 0,027 | 0,035 |
| Alumiini             | 0,003                  | 0,002 | 0,002 | 0,002                           | 0     | 0,001 | 0,003                          | 0,002 | 0,003 |

Muissa tutkimuksissa (Finer ym. 2010) luonnon taustakuormitus, eli tässä yhteydessä luonnonnilaisten suoalueiden kuormitus, on vaihdellut kiintoaineen osalta välillä 0,0025–0,13 kg/ha/d keskiarvon ollessa 0,014 kg/ha/d. Kuormitusta seurattiin kuitenkin ympäri vuoden, joten tulokset eivät ole täysin vertailukelpoisia tässä tutkimuksessa vain sulan maan ajalta saatuihin tuloksiin. Nyt saadut kiintoaine-kuormitukset luonnonnilaisilta vertailualueilta ovat hieman raportoitua keskiarvoa suurempia, mutta kuitenkin samaa tasoa näiden aiemmassa tutkimuksessa saatujen arvojen kanssa.

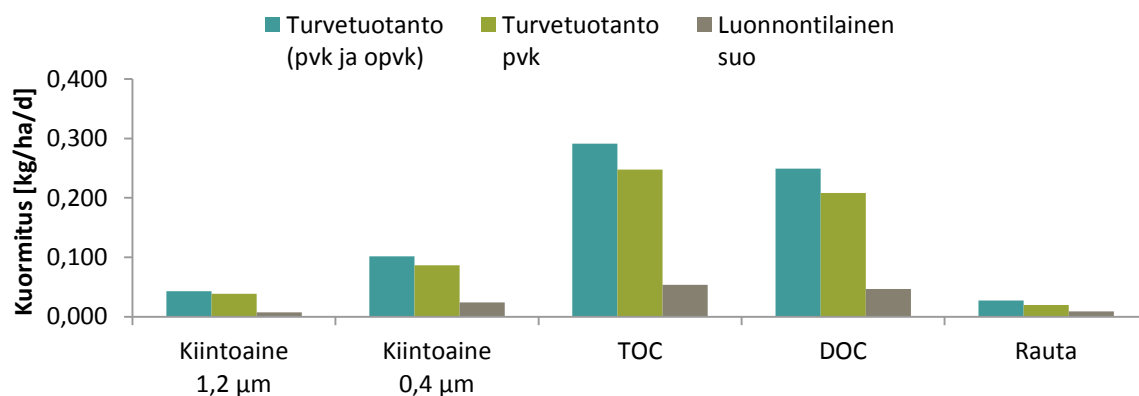
Orgaanisen hiilen (TOC ja DOC) ja raudan kuormitusta on tutkittu suovaltaisella, ojittamattomalla Keihäsojalla Kiiminkijoen valuma-alueella (Heikkinen 1992). Liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) kuormitus oli vuosien 1985 ja 1986 kesällä ja syksyllä keskimäärin 0,195 kg/ha/d, joka on hieman korkeampi kuin tässä tutkimuksessa luonnonnilaisilta vertailualueilta saatu arvo (taulukko 12). Keihäsojan orgaanisen kokonaishiilen (TOC) kuormitus 0,211 kg/ha/d oli samalla tasolla tämän tutkimuksen luonnonnilaisilta vertailualueilta lähtevän kuormituksen kanssa. Raudan kuormitus oli Keihäsojalla keskimäärin hieman suurempaa (0,022 kg/ha/d ja vaihteluväli 0,003–0,059 kg/ha/d) kuin tämän tutkimuksen luonnonnilaisilla vertailualueilla.

Heikkinen (1992) tutki myös turvetuotannon kuormitusta Kiiminkijoen valuma-alueella sijaitsevalla Jauhosoan turvetuotantoalueella, missä vedet käsiteltiin vain laskeutusaltaiden avulla. Keskimääräiset kuormitukset olivat: DOC 0,3 kg/ha/d, TOC 0,392 kg/ha/d ja rauta 0,035 kg/ha/d. Tulokset ovat samansuuntaisia tämän tutkimuksen pintavalutuskentällisiltä turvetuotantoalueilta saatujen tulosten kanssa. Raudan kuormitus oli Heikkisen tutkimuksessa suurempi, mutta tulos selittyy sillä, että pintavalutuskentät vähentävät rautaa turvetuotantoalueen valumavedestä (Ihme ym. 1991). Sen sijaan niiden vaikutus valumaveden liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuuksiin on vähäinen.

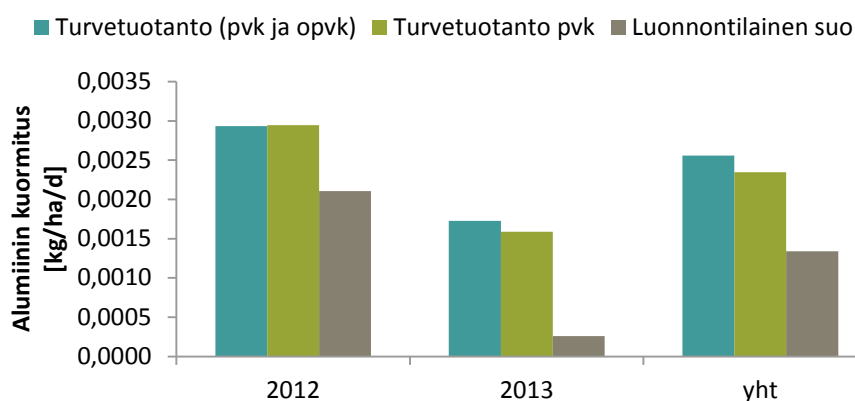
Erilaiset hydrologiset vuodet vaikuttivat voimakkaasti kuormituseroihin turvetuotantoalueiden ja luonnonnilaisten valuma-alueiden välillä (kuvat 30, 31 ja 32). Sateisena kesänä 2012 luonnonnilaisten vertailualueiden kuormitus oli useiden parametrien kohdalla lähes samalla tasolla kuin turvetuotannon kuormitus ja osittain jopa suurempi. Kuivempana kesänä 2013 luonnonnilaisten vertailualueiden kuormitus oli kuitenkin kaikkien seurattujen parametrien osalta huomattavasti pienempi kuin turvetuotannon kuormitus. Alumiinin kuormituserot olivat raudan kuormitukseen verrattuna päinvastaisia, turvetuotantoalueiden kuormitus oli koko seurantakaudella noin kaksinkertaista luonnonnilaisiin vertailualueisiin verrattuna (kuva 32). Erityisen suuri ero maankäyttömuotojen välillä oli hydrologisesti kuivana vuonna 2013.



Kuva 30. Eri laskentatapojen keskimääräisistä tuloksista lasketut keskimääräiset kiintoaineen, orgaanisen hiilen ja raudan kuormitukset vuodelta 2012. Maankäyttömuodot: Turvetuotanto (pvk ja opvk), turvetuotanto (pvk), sekä luonnontilainen suo.



Kuva 31. Eri laskentatapojen keskimääräisistä tuloksista lasketut keskimääräiset kiintoaineen, orgaanisen hiilen ja raudan kuormitukset vuodelta 2013.



Kuva 32. Eri laskentatapojen keskimääräisistä tuloksista laskettu keskimääräinen alumiinin kuormitus.

#### 4.2.3 Johtopäätökset ja suositukset

Turvetuotannon valumavesien puhdistuksessa käytettävät pintavalutuskentät eivät voi poistaa valumavedestä liukoisia orgaanisia aineita (humusta). Kentät on perustettu suoalueille, joilta vesillemme



ruskean värin antavat humusaineet ovat pääasiassa peräisin. Tässäkin tutkimuksessa mukana olleilla pintavalutuskentillä havaittiin liukoisen orgaanisen hiilen pitoisuuksien lisääntyvän vesienkäsittelyn aikana. Liukoista orgaanista hiiltä saadaan poistettua valumavedestä lähinnä kemiallisen vesienkäsittelyn avulla.

Pintavalutuskentät poistivat turvetuotannon valumavesistä kiintoainetta ja partikkelimaisia orgaanisia aineita, mutta puhdistustehokkuuksissa pintavalutuskenttien välillä oli eroja. Kiintoainepitoisuudet olivat turvetuotannon sekä ojittamattomien, että ojitetujen pintavalutuskenttien alapuolella samalla tasolla kuin luonnontilaisilla vertailualueilla (1,2 µm:n suodatin) ja pintavalutuskenttien alapuolella hieman pienempiä (0,4 µm:n suodatin). 0,4 µm:n suodatinpaperille pidättyi enemmän kiintoainetta kaikissa mittauksissa. Pienimmät kiintoainepitoisuudet määritettiin ojittamattomilta pintavalutuskentiltä lähteivistä vesistä ja parhaimmillaan lähes kaikki kiintoaine pidättyi pintavalutuskentälle. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että nämä kentät poistavat valumavedestä myös suurimolekyyllipainoisia, rautapitoisia humuskolloideja.

Kiintoaineen suodatuksessa käytettävän suodatinpaperin vaihto 1,2 µm huokoskokoisesta 0,4 µm huokoskokoiseen lisäsi veden kiintoainepitoisuuden määrittämisestä saatua tulosta sekä turvetuotannon valumavesissä että luonnontilaisilta vertailualueilta virtaavissa ojavesissä. Jälkimmäisissä suhteellinen lisäys oli kuitenkin huomattavasti voimakkaampaa. Tulos johtunee pääosin eroista suurimolekyyllipainoisten, rautapitoisten humuskolloidien pidättymisessä pienemmän huokoskoon suodattimelle. Näitä kolloideja on todennäköisesti enemmän luonnontilaisten vertailualueiden valumavesissä kuin turvetuotannon valumavesissä pintavalutuskenttien alapuolella, koska niitä pidättyy pintavalutuskentille. Raudan pitoisuus pintavalutuskenttien alapuolella oli keskimäärin pienempi kuin tutkimuksessa mukana olleiden luonnontilaisten vertailualueiden alapuolisissa ojissa. Tämä johtuu siitä, että pintavalutuskentät poistavat turvetuotannon valumavesistä rautaa kuljettavaa kiintoainetta ja myös alentavat kentän läpi huuhtoutuvan humuksen rautapitoisuutta. Sen sijaan alumiinin pitoisuus oli pintavalutuskenttien alapuolella luonnontilaisia vertailualueita suurempi huolimatta havaitusta alumiinin pidättymisestä.

Kiintoainekuormitus turvetuotannon ojittamattomilta ja ojitetuilta pintavalutuskentiltä oli tarkastelluilla kohteilla samaa tasoa luonnontilaisten soiden kuormituksen kanssa, riippumatta käytetyn kiintoainesuodattimen huokoskoosta. Turvetuotanto lisäsi humuskuormitusta luonnonsoihin verrattuna noin kaksinkertaiseksi. Pintavalutuskentällisiltä turvetuotantoalueilta tuleva raudan kuormitus sen sijaan oli pienempää kuin luonnontilaisilta soilta, mikä johtunee jo aiemmin havaitusta pintavalutuskenttien kyvystä vähentää rautaa turvetuotantoalueiden valumavesistä. Alumiinin kuormitus oli turvetuotantoalueilta kaksinkertaista verrattuna luonnontilaisilta vertailualueilta tulevaan kuormitukseen. Syitä tähän tulisi edelleen selvittää.

Tämän tutkimuksen kuormitusarvioinneissa on monia epävarmuuksia etenkin luonnontilaisten vertailualueiden osalta. Kahden viikon välein tehty hetkittäinen virtaamanmittaus ja WSFS- mallin avulla lasketut virtaamat sisältävät molemmat epävarmuuksia. Edellinen jättää huomiotta mittauksen välillä olevat muutokset virtaamisissa. Jälkimmäisen avulla laskettuihin tuloksiin taas sisältyy epävarmuuksia varsinkin pienillä valuma-alueilla. Lisäksi osa virtaamanmittauksista jäi vuoden 2012 kesätulvan aikaan tekemättä, koska luonnonojien uomat olivat kasvaneet niin suuriksi, ettei mittauksista voitu suorittaa. Myös luonnonojien kasvillisuus ja mittauspaikkojen ajoittain turbulenttinen virtaus häiritsivät siivikkomittauksia. Mittauksia ei myöskään suoritettu kevättulvan aikana tai talvella. Tutkimuksessa saadut tulokset orgaanisen hiilen ja kiintoaineen kuormituksesta ovat kuitenkin samaa tasoa aiempien tutkimustulosten kanssa sekä luonnontilaisten soiden että turvetuotannon osalta. Jatkossa luonnontilaisten suoalueiden ja turvetuotantoalueiden kuormitusta tulisikin selvittää jatkuvan virtaamanmittauksen ja jatkuvatoimisten vedenlaatuantureiden avulla ympärivuotisesti, jolloin kuormitustulosten tarkkuus paranisi oleellisesti.

## 4.3 Humuksen laatu ojittamattomilla ja ojitetuilla pintavalutuskentillä

Kaisa Heikkinen & Anssi Karppinen

Turvetuotannon valumavesissä (Heikkinen 1990b; Heikkinen & Ihme 1995), kuten muissakin happipitoisissa vesissä (Shapiro 1964; Ghassemi & Christman 1968) liuenneena esiintyvä rauta on sitoutunut suurimmaksi osaksi humusaineisiin. Pohjois-Pohjanmaan aapasuoalueella virtaavassa Kiiminkijossa humuksen rautapitoisuus on suurimmillaan talven ja kesän pienten virtaamien aikana (Heikkinen 1990a). Toisaalta taas tulvakausi - kevät-, kesä- ja syystulvien aikana - humuksen rautapitoisuus vähenee nopeasti ja voimakkaasti. Tämä vuodenaikaisvaihtelu johtunee pääosin siitä, että pienten virtaamien aikana humusta huuhtoutuu jokeen soiden syvemmistä, rautapitoisista turvekerroksista ja tulvakausien aikana puolestaan soiden vähemmän rautaa sisältävistä pintakerroksista.

Turvetuotannon on havaittu lisäävän humuksen rautapitoisuutta Pohjois-Pohjanmaan aapasuoalueella (Heikkinen 1990b; Heikkinen & Ihme 1995). Alueella sijaitsevassa Siuruanjoessa on turvetuotantosoiden alapuolisten koskialueiden pohjilla havaittu myös enemmän hienojakoista, rautapitoista orgaanista ainetta kuin vertailualueilla (Laine & Heikkinen 2000). Rautapitoisen, pohjille pidäytyneen orgaanisen aineen lisääntymisen on arveltu olevan yksi syy joessa havaittuun heikentyneeseen taimeen (*Salmo trutta*) mädin kehittymiseen (Laine ym. 2001).

Kuivajoen valuma-alueella sijaitsevalla Kompsasuon pintavalutuskentällä havaittiin, että turvetuotannon valumavesien humuksen rautapitoisuutta voidaan vähentää pintavalutuksella (Heikkinen & Ihme 1995). Näissä vesissä esiintyneiden, suurempien (molekyylipaino > 100 000) humusaineiden rautapitoisuus väheni kentällä kesän pienten virtaamien aikana, jolloin humuksen rautapitoisuus oli suuri. Suurimolekyyllipainoinen, rautapitoinen humusfraktio erotettiin humuksesta geelisuodatuksella käyttäen Sephadex G-100 geeliä.

Tässä tutkimuksessa selvitettiin humuksen rautapitoisuutta kahden ojittamattoman ja kahden ojitetun pintavalutuskentän ylä- ja alapuolisissa valumavedessä, sekä luonnontilaiselta ja metsätalousvaikutteiselta valuma-alueelta virtaavassa purovedessä. Tavoitteena oli saada tietoa siitä, miten humuksen laatu muuttuu pintavalutuskentillä sekä siitä, miten turvetuotantoalueelta huuhtoutuva humus eroaa laadultaan luonnontilaiselta vertailualueelta ja metsätalousvaikutteiselta valuma-alueelta huuhtoutuvasta humuksesta. Suurempi (molekyylipaino > 100 000) humusfraktio erotettiin tutkituista vesistä ultrasuodatuksella. Tämä menetelmä on nopeampi kuin geelisuodatus, eikä myöskään vaadi humuksen saostumista mahdollisesti aiheuttavaa konsentrointia ennen suodatusta.

### 4.3.1 Aineisto ja menetelmät

Vesinäytteet humusanalyysiin otettiin Korentosuon ja Isosuon ojittamattomien pintavalutuskenttien ylä- ja alapuolelta, Pehkeensuon ja Luomanevan ojitetujen pintavalutuskenttien ylä- ja alapuolelta, luonnontilaiselta suoalueelta virtaavasta Säippäojasta ja metsätalousvaikutteiselta alueelta virtaavasta Pilpaojasta (taulukko 13). Ne suodatettiin ennen ultrasuodatusta heti näytteenottopäivän iltana esihehkutetulla Whatman GF/F-lasikuitusuodattimella. Suodoksia säilytettiin kylmähuoneessa ilman säilöntäaineita.

Taulukko 13. Tutkimuksen kohteet, havaintopaikat – ja ajat kesäkaudella 2013.

|   | Havaintopaikka      | Päivämäärä |
|---|---------------------|------------|
| Luonnontilainen suoaluma-alue (lt)                  | Säippäoja           | 20.8.2013  |
| Metsätalousvaikutteinen valuma-alue (met)           | Pilpaoja            | 8.7.2013   |
|   | Pilpaoja            | 29.7.2013  |
| Turvetuotanto, ojittamaton pintavalutuskenttä (pvk) | Korentosuo yläpuoli | 26.6.2013  |
|   | Korentosuo alapuoli |            |
|   | Korentosuo yläpuoli | 19.8.2013  |
|   | Korentosuo alapuoli |            |
|   | Isosuo yläpuoli     | 19.8.2013  |
|   | Isosuo alapuoli     |            |
| Turvetuotanto, ojitettu pintavalutuskenttä (opvk)   | Pehkeensuo yläpuoli | 27.8.2013  |
|   | Pehkeensuo alapuoli |            |
|   | Luomaneva yläpuoli  | 8.7.2013   |
|   | Luomaneva alapuoli  |            |
|   | Luomaneva yläpuoli  | 31.7.2013  |
|   | Luomaneva alapuoli  |            |

Suodatetut näytteet suodatettiin näytteenottoa seuraavana päivänä Sartorius Vivaflow 50 – ultrasuodatuslaitteistolla (kuva 33) noin 300 ml/min virtausnopeudella. Suodatuksissa käytettiin kalvoja, jotka pidättävät molekyylipainoltaan yli 100 000 kDa humusmolekyylit. Ennen suodatusta kalvot pestiin 0,1 M NaOH:lla. Tämän jälkeen suodattimista huuhdeltiin liukoinen orgaaninen hiili kierrättämällä niiden läpi Milli-Q – vettä 5 – 10 minuuttia.

Sekä esisuodatetuista näytteistä että ultrasuodoksista analysoitiin DOC, Kok.Fe, Kok.P ja PO<sub>4</sub>-P -pitoisuudet SYKEN Oulun laboratorion käytössä olevilla standardimenetelmillä. Kalvolle pidätyneen fraktion määrä laskettiin esisuodatetun ja ultrasuodatetun näytteen pitoisuuksien erotuksena.



Kuva 33. Sartorius Vivaflow 50-ultrasuodatuslaitteisto johdot kytkettyinä, suodatus käynnissä.

Kuva: Anssi Karppinen

#### 4.3.2 Tulokset ja niiden tarkastelu

Liukoisen orgaanisen raudan pitoisuus oli luonnontilaisella suoalueella virtaavassa Säippäojassa 2200 µg/l, metsätalousvaikutteisessa Pilpaojassa 3800 – 4100 µg/l ja turvetuotantosoiden valumavesissä

pintavalutuskenttien yläpuolella 1100 – 3400 µg/l (taulukko 14). Kaikkien pintavalutuskenttien alapuolella valumaveden rautapitoisuus oli pienempi kuin Säippäojassa. Ojittamattomien pintavalutuskenttien alapuolella pitoisuudet olivat 420 – 1100 µg/l ja ojitetun pintavalutuskenttien alapuolella 1400 – 2000 µg/l. Veden Fe/DOC-moolisuhde oli Säippäojassa 0,021, Pilpaojassa 0,019 – 0,020 ja turvetuotantosoiden valumavesissä pintavalutuskenttien yläpuolella 0,013 – 0,043 ja turvetuotantosoiden valumavesissä pintavalutuskenttien alapuolella 0,006 – 0,019. Ultrasuodatuksella erotettu suurin, humusfraktio (HAMW-fraktio, molekyylipaino > 100000) muodosti veden liukoisesta raudasta Säippäojassa 73 %, Pilpaojassa 68 - 73 % ja turvetuotantosoiden valumavesissä pintavalutuskenttien yläpuolella 38 – 98 % (taulukko 14). Fraktion vastaavat osuudet tutkittujen vesien DOC:sta olivat 23 %, 7- 23 % ja 8 – 27 %.

Taulukko 14. Humusfraktioiden osuudet liukoisesta raudasta ja DOC:sta sekä Fe/DOC-moolisuhde tutkituissa vesissä ja humusfraktioissa. (lt = luonnontilainen suoalue, met = metsätalousvaltainen alue, pvk=turvetuotanto, pintavalutuskenttä, opvk= turvetuotanto, ojitettu pintavalutuskenttä)

| pvk=turvetojanto, pintavirtuskenita, opvk= turvetojanto, ojjettu pintavirtuskenita) |               |       |            |           |           |           |           |            |           |           |           |           |                   |           |           |
|---|---------------|-------|------------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-------------------|-----------|-----------|
|   |               | pvm.  | Fe         |           |           |           |           | DOC        |           |           |           |           | Fe/DOC moolisuhde |           |           |
|   |               |       | suod. vesi | > 100 000 | > 100 000 | < 100 000 | < 100 000 | suod. vesi | > 100 000 | > 100 000 | < 100 000 | < 100 000 | suod. vesi        | > 100 000 | < 100 000 |
|   |               |       | µg/l       | µg/l      | %         | µg/l      | %         | mg/l       | mg/l      | %         | mg/l      | %         |                   |           |           |
| lt  | Säippäoja     | 20.8. | 2200       | 1600      | 73        | 600       | 27        | 23         | 7         | 23        | 16        | 70        | 0,021             | 0,049     | 0,008     |
| met   | Pilpaoja      | 8.7.  | 3800       | 2600      | 68        | 1200      | 32        | 44         | 10        | 23        | 34        | 77        | 0,019             | 0,056     | 0,008     |
|   |               | 29.7. | 4100       | 3000      | 73        | 1100      | 27        | 44         | 10        | 7         | 34        | 77        | 0,02              | 0,065     | 0,007     |
| pvk   | Korentosuo yp | 26.6. | 2500       | 1820      | 73        | 680       | 27        | 29         | 2         | 8         | 27        | 93        | 0,019             | 0,196     | 0,005     |
|   | Korentosuo ap |       | 1100       | 470       | 43        | 630       | 57        | 37         | 3         | 16        | 34        | 92        | 0,006             | 0,034     | 0,004     |
|   | Korentosuo yp | 19.8. | 3400       | 1300      | 38        | 2100      | 62        | 32         | 5         | 27        | 27        | 84        | 0,023             | 0,056     | 0,017     |
|   | Korentosuo ap |       | 1000       | 450       | 45        | 550       | 55        | 33         | 9         | 18        | 24        | 73        | 0,007             | 0,011     | 0,005     |
|   | Isosuo yp     | 19.8. | 1100       | 1000      | 91        | 100       | 9         | 17         | 3         | 13        | 14        | 82        | 0,014             | 0,072     | 0,002     |
|   | Isosuo ap     |       | 420        | 328       | 78        | 92        | 22        | 15         | 2         | 14        | 13        | 87        | 0,006             | 0,035     | 0,002     |
| opvk  | Pehkeensuo yp | 27.8. | 2800       | 2740      | 98        | 60        | 2         | 14         | 2         | 19        | 12        | 86        | 0,043             | 0,295     | 0,001     |
|   | Pehkeensuo ap |       | 1400       | 1220      | 87        | 180       | 13        | 16         | 3         | 21        | 13        | 81        | 0,019             | 0,087     | 0,003     |
|   | Luomaneva yp  | 8.7.  | 2000       | 1690      | 85        | 310       | 16        | 33         | 7         | 24        | 26        | 79        | 0,013             | 0,052     | 0,003     |
|   | Luomaneva ap  |       | 1600       | 1220      | 76        | 380       | 24        | 34         | 8         | 22        | 26        | 76        | 0,01              | 0,033     | 0,003     |
|   | Luomaneva yp  | 31.7. | 2300       | 1790      | 78        | 510       | 22        | 32         | 7         | 23        | 25        | 78        | 0,015             | 0,055     | 0,004     |
|   | Luomaneva ap  |       | 2000       | 1380      | 69        | 620       | 31        | 31         | 7         | 22        | 24        | 77        | 0,014             | 0,042     | 0,006     |

Kaikilta tämän tutkimuksen kohteena olleilta turvetuotantoalueilta huuhtoutunut suurimolekyylipainoinen HAMW-humusfraktio oli pintavalutuskenttien yläpuolella rautapitoisempi kuin luonnontilaisella suoalueella virtaavassa Säippäojassa (taulukko 15). Suurimmillaan tämän fraktion rautapitoisuus oli Pehkeensuon ja Korentosuo pintavalutuskenttien yläpuolella (taulukko 15). Tuloksen mukaan

turvetuotanto lisää humuksen rautapitoisuutta Pohjois-Pohjanmaan aapasuoalueella, kuten jo aiem-  
minkin on havaittu (Heikkinen, 1990b; Heikkinen & Ihme 1995). Useimmilla tämän tutkimuksen tur-  
vetuotantoalueilla humuksen rautapitoisuus oli kuitenkin lähes samalla tasolla kuin metsätalousvaikut-  
teisessa Pilpaojassa. Tulokset viittaisivatkin siihen, että kaikki aapasuoalueella suoritettava soiden  
kuivatus voi johtaa toimenpidealueelta huuhtoutuvan humuksen rautapitoisuuden lisääntymiseen.  
Pilpaojan osalta asiaa tulisi kuitenkin vielä edelleen selvittää.

Tulokset viittaisivat kuitenkin myös siihen, että turvetuotantoalueilta huuhtoutuvan humuksen  
rautapitoisuutta voidaan vähentää ojittamattomilla ja ojitetuilla pintavalutuskentillä samalle tasolle tai  
jopa pienemmäksi kuin tuotantoalueiden läheisyydessä sijaitsevilla luonnontilaisilla alueilla vir-  
taavissa purovesissä. Suurimolekyylipainoisen HAMW-humusfraktion rautapitoisuus oli Pehkeensuon  
ojitettua pintavalutuskenttää lukuun ottamatta kaikkien tässä tutkittujen pintavalutuskenttien alapuo-  
lella pienempi kuin luonnontilaiselta suoalueelta virtaavassa Säippäojassa (taulukko 15).

Taulukko 15. Suurimolekyylipainoisen HAMW-humusfraktion rautapitoisuus (Fe/DOC moolisuhde) luonnontilai-  
selta suoaluma-alueelta ja metsätalousvaikutteiselta valuma-alueelta virtaavassa purovedessä sekä turvetuo-  
tannon valumavedessä ojittamattomien ja ojitettujen pintavalutuskenttien ylä- ja alapuolella. (It = luonnontilainen  
suoaluma-alue, met = metsätalousvaltainen valuma-alue)

|      |                  | pvm.  | Fe/DOC<br>moolisuhde<br>fraktiossa<br>> 100 000 | Muutos fraktion rau-<br>tapitoisuudessa |
|------|------------------|-------|---|---|
| It   | Säippäoja        | 20.8. | 0,049   |   |
| met  | Pilpaoja         | 8.7.  | 0,056   |   |
|      |                  | 29.7. | 0,065   |   |
| pvk  | Korentosuo yp    | 26.6. | 0,196   | rautapitoisuus väheni                   |
|      | Korentosuo ap    |       | 0,034   |   |
|      | Korentosuo yp    | 19.8. | 0,056   | rautapitoisuus väheni                   |
|      | Korentosuo ap    |       | 0,011   |   |
|      | Isosuo yp        | 19.8. | 0,072   | rautapitoisuus väheni                   |
|      | Isosuo ap        |       | 0,035   |   |
| opvk | Pehkeensuo yp    | 27.8. | 0,295   | rautapitoisuus väheni                   |
|      | Pehkeensuo ap    |       | 0,087   |   |
|      | Luomaneva<br>ypP | 8.7.  | 0,052   | rautapitoisuus väheni                   |
|      | Luomaneva ap     |       | 0,033   |   |
|      | Luomaneva yp     | 31.7. | 0,055   | rautapitoisuus väheni                   |
|      | Luomaneva ap     |       | 0,042   |   |

#### 4.3.3 Yhteenveto

Turvetuotanto, kuten todennäköisesti kaikki muukin soiden kuivatus, lisää humuksen rautapitoisuutta  
Pohjois-Pohjanmaan aapasuoalueella. Alueen turvetuotantosoilta huuhtoutuvan humuksen rautapitoi-  
suutta voidaan kuitenkin vähentää ojittamattomien ja ojitettujen pintavalutuskenttien avulla samalle  
tasolle tai jopa pienemmäksi kuin näiden turvetuotantoalueiden läheisyydessä sijaitsevilla luonnon-  
tilaisilla alueilla virtaavissa purovesissä.

## 4.4 Rakennetekijöiden vaikutus ojitetujen ja ojittamattomien pintavalutuskenttien puhdistustuloksiin

*Kaisa Heikkinen, Anssi Karppinen, Mirkka Hadzic, Mikko Tolkkinen & Raimo Ihme*

Tämän osatutkimuksen tavoitteena oli saada lisää tietoa niistä rakenteellisista tekijöistä, jotka vaikuttavat ojittamattomilla ja ojitetuilla pintavalutuskentillä saatuihin puhdistustuloksiin. Käytössä olivat eri puolilta Suomea hankitut laajat turvetuotannon päästötarkkailuaineistot. Ojittamaton pintavalutuskenttä perustetaan pinnaltaan luonnontilaiselle, ojittamattomalle suoalueelle, jolla on vähintään 0,5 m turvekerros (Ihme ym. 1991; Savolainen ym. 1996; Ympäristöministeriö 2013). Kenttä rajataan pääasiassa pengertämällä. Vesi johdetaan kentälle jakoaltaan tai reikäputken avulla. Ojitettu pintavalutuskenttä perustetaan vastaavalla tavalla ojitetulle suoalueelle. Sen turvekerroksen tulisi olla niin paksu, että kentän jako-oja ja muut mahdolliset ojat eivät ulotu turpeen alapuoliseen mineraalimaahan. Kenttä pyritään suunnittelemaan siten, että sillä olevat ojat eivät ole puhdistettavan veden virtaus-suunnan mukaisia. Mikäli näin ei voida tehdä, käytetään erilaisia ohjaus-, penger- tai patorakenteita estämään veden virtaus ojien kautta kentän läpi. Ojat tukitaan kokonaan tai käytetään ojatukoksia.

Ojittamattomalla pintavalutuskentällä puhdistettava vesi virtaa pinnan suuntaisesti vettä läpäisevissä suon pintaturvekerroksissa, missä se puhdistuu suon ekosysteemille ominaisten fysikaalisten, kemiallisten ja biologisten prosessien seurauksena. Suon pinnan turvekerros pidättää vedestä kemiallisesti fosfaattifosforia (Heikkinen ym. 1995b) ja ammoniumtyyppiä (Heikkinen ym. 1995a). Kasvillisuus käyttää hyväkseen turpeen pinnoille pidättyneitä ravinteita. Suurelta osin turpeen pinnoilla tapahtuu myös vedestä epäorgaanista tyyppiä poistava nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessi. Prosessi on tärkein vedestä epäorgaanista tyyppiä poistava prosessi kentällä, kuten myös rakennetuissa vesiensuojelukosteikoissa (Vymazal 2007), ja vaatii kostean ympäristön sekä riittävästi orgaanisia aineita denitrifikaatiobakteereille (Jordan ym. 1993). Turpeen merkitys veden puhdistumisessa pintavalutuskentillä on suuri. Niiden suunnittelussa ja toteutuksessa onkin yleisenä ohjeena saada aikaan mahdollisimman hyvä kontakti turpeen ja puhdistettavan veden välille. Vain pieni osa valumavedestä vuosittain poistuneista ravinteista pidättyy kenttien kasvillisuuteen (Huttunen ym. 1996), kuten yleisemminkin vesiensuojelukosteikoissa (Richardson ja Nichols 1985; Vymazal & Kröpfelova 2008). Kasvillisuus on vesiensuojelukosteikoissa pääasiassa vain väliaikainen ravinnevarasto, koska suurin osa siihen pidättyneistä ravinteista vapautuu kasvien kuollessa (Vymazal & Kröpfelova 2008; Kadlec & Wallace 2008). Kasvillisuus tehostaa kuitenkin monin eri tavoin vettä puhdistavien prosessien toimintaa kentällä. Se tarjoaa turpeen ohella kasvualustaa kentällä nitrifikaatio-denitrifikaatiobakteereille (Eriksson & Weisner 1997; Toet 2003; Bastviken 2006), kuljettaa happea kentän syvempiin kerroksiin ja toimii talvella kentän lämpöeristeenä (Brix 1994).

Ojitetulla pintavalutuskentällä vesi virtaa sekä ojissa että ojien välisellä suoalueella. Veden leviämistä kentälle tehostetaan ojastoon sijoitettavien tukosten/patorakenteiden avulla. Ojien välisillä suoalueilla vesi puhdistuu kuten ojittamattomilla pintavalutuskentillä. Ennallistetuille soille perustetuilta metsätalouden suojavyöhykkeiltä saatujen tutkimustulosten (Silvan ym. 2004) mukaan on kuitenkin mahdollista, että ainakin kentän käytön ensimmäisinä vuosina kasvillisuudella on ojitetuilla pintavalutuskentillä suurempi merkitys ravinteiden pidättäjänä kuin ojittamattomilla pintavalutuskentillä. Näin voi olla etenkin silloin, kun veden johtamisen seurauksena kentällä tapahtuu voimakas kasvibiomassan lisääntyminen. Ojitetulla pintavalutuskentällä vettä voivat puhdistaa myös ojien pintaturpeessa tapahtuvat prosessit, kuten valumavedestä tyyppiä poistava nitrifikaatio-denitrifikaatio. Lisäksi ojissa tapahtuu kiintoaineen ja sen mukana kulkeutuvien ravinteiden sedimentoitumista ja muuta pidättymistä.



#### 4.4.1 Aineisto ja menetelmät

Tutkimusta varten saatiin Vapo Oy:ltä tiedot eri puolilla Suomea sijaitsevan 28 tuotantoalueen pinta-valutuskentän ylä- ja alapuolisesta vedenlaadusta ja turvetuotantoalueelta tulevan valumaveden määrästä (taulukko 16). Kentistä 14 on ojittamatonta ja 14 ojitettua. Osatutkimuksessa seuratut kohteet on esitelty liitteessä 1. Noin puolelta pintavalutuskentistä oli tarkkailutietoja yli 4 vuoden ajalta, useilta jopa 7-9 vuoden ajalta (taulukko 16). Tarkkailun olivat tehneet ulkopuoliset konsultit, jotka käyttävät akkreditoituja laboratorioita ja sertifioituja näytteenottajia. Kaikista vesinäytteistä oli määritetty kok.N-, kok.P-, COD<sub>Mn</sub>- ja kiintoainepitoisuudet ja useimmiten myös NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2+3</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P ja kok. Fe.

Tiedot pintavalutuskenttien rakenteellisista ominaisuuksista (taulukot 16 ja 17) saatiin ympäristöluvuissa esitetyistä kenttien suunnitelmista ja Vapo Oy:ltä. Kaikkien näiden rakennetekijöiden toteutuminen kentillä tarkastettiin maastokäyntien avulla. Aineiston avulla tarkasteltiin seuraavien rakenteellisten ominaisuuksien vaikutusta puhdistustulokseen:

- Kentän valutuspituus
- Kentän kaltevuus (%)
- Kentän käyttöaste (%)
- Kentän pinta-ala % yläpuolisesta valuma-alueesta
- Kentän pinta-ala
- Kentän pituus
- Kentälle kohdistunut hydraulinen kuormitus

Pintavalutuskenttien hydraulinen toimivuus arvioitiin maastokäyntien avulla. Niillä tarkkailtiin veden käyttäytymistä pintavalutuskentillä. Mikäli merkittäviä oikovirtauksia ei havaittu, pääteltiin veden virtaavan kentällä pääasiassa turvekerroksessa ja kentän toimivan hydraulisesti hyvin.

Kenttien puhdistustehokkuudet laskettiin päästötarkkailutiedoista pitoisuuksien perusteella, koska useimmissa kohteissa virtaamaa oli mitattu vain kentän alapuolelle sijoitetun mittapadon avulla. Kunkin kentän ja kunkin tarkastellun havaintojakson puhdistustehokkuudet laskettiin kentän ylä- ja alapuolelta mitattujen pitoisuuksien keskiarvojen perusteella.

Kentille kohdistuneen hydraulisen kuormituksen ja kenttien rakenteellisten ominaisuuksien vaikutusta puhdistustulokseen tutkittiin korrelaatio (Spearman)- ja regressioanalyysien avulla. Nämä analyysit tehtiin koko ojittamattomien ja ojitettujen pintavalutuskenttien aineistosta sekä myös erikseen ojittamattomien ja ojitettujen pintavalutuskenttien aineistoista. Lisäksi tarkasteltiin korrelaatioanalyysin avulla hydraulisen kuormituksen vaikutusta kullakin kentällä saatuun puhdistustulokseen. Näissä analyyseissä käytettiin hydraulisen kuormituksen ja reduktioiden päivittäisiä arvoja.

Taulukko 16. Seurantajakso sekä kentän pinta-ala, pinta-alan osuus valuma-alueesta, pituus/leveys-suhde ja turvesyvyys tutkimuskohteissa. (I-S = Itä-Suomi, P-S = Pohjois-Suomi, K-S on Keski-Suomi, L-S = Länsi-Suomi ja E-S = Etelä-Suomi)

|   | Pintavalutuskenttä | Sijainti | Seuranta    |     | Pinta-ala [ha] | % yp valuma-alueesta | Pituus/leveys | Turvesyvyys [m] |
|---|--------------------|----------|-------------|-----|----------------|----------------------|---------------|-----------------|
|   |                    |          | Jakso       | n   |                |                      |               |                 |
| Ojittamaton, hydraulinen toimivuus hyvä | Konnunsuo pvk2     | I-S      | 2007 - 2012 | 66  | 24,6           | 9,8                  | 0,9           | 1,4             |
|   | Korentosuo         | P-S      | 2008 - 2013 | 35  | 10,5           | 5,6                  | 1,2           | 0,95            |
|   | Kuivastensuo       | I-S      | 2003 - 2012 | 139 | 2,8            | 3,4                  | 1,1           | 3               |
|   | Linnansuo          | I-S      | 2003 - 2012 | 158 | 6,3            | 9                    | 1,6           | 0,9             |
|   | Muljunaapa         | P-S      | 2004        | 10  | 4,5            | 3,3                  | 0,8           | 3               |
|   | Nanhiansuo         | L-S      | 2006 - 2013 | 157 | 3,3            | 3,8                  | 2,2           | 2,9             |
|   | Puutiosuo pvk 2-3  | P-S      | 2001 - 2012 | 77  | 6,2            | 3,5                  | 2,1           | 2,1             |
|   | Ristineva          | K-S      | 2006 - 2013 | 122 | 9              | 4,1                  | 4,4           |                 |
|   | Rukoneva           | L-S      | 2009 - 2013 | 90  | 3,9            | 5,4                  | 2,5           |                 |
|   | Saariaapa          | P-S      | 2012 - 2013 | 14  | 6,9            | 8,9                  | 1,2           | 1,5             |
|   | Siiviläniemenäapa  | P-S      | 2005 - 2006 | 20  | 4,4            | 2,9                  | 1,3           | 1,6             |
|   | Vasamanneva        | P-S      | 2011 - 2013 | 23  | 2,8            | 4,7                  | 1,1           | 2               |
| pvk, hydr. toimivuus heikko             | Laukkuvuoma        | P-S      | 2004 - 2005 | 20  | 1,1            | 2,6                  | 1,9           | 0,8             |
|   | Savonneva          | L-S      | 2001 - 2004 | 62  | 2,7            | 2,5                  | 6,1           | 0,5-2           |
| Ojitettu                                | Hankilanneva pvk 2 | P-S      | 1991 - 2012 | 72  | 8,6            | 2,6                  | 0,7           | 2,1             |
|   | Hormaneva pohj.    | L-S      | 2008 - 2010 | 48  | 4,62           | 4,2                  | 3             | 1,9             |
|   | Isonneva           | I-S      | 2003 - 2005 | 62  | 10             | 7,9                  | 1,1           | 2,7             |
|   | Kapustanneva       | P-S      | 2008 - 2010 | 47  | 6,9            | 4,4                  | 0,5           | 1,4             |
|   | Karhunsuo          | I-S      | 1997 - 2009 | 113 | 7              | 2,8                  | 1,1           | 2,5             |
|   | Kiihansuo          | I-S      | 1999 - 2009 | 76  | 2,8            | 3,8                  | 1,4           | 3,7             |
|   | Kynkänsuo pvk 1    | P-S      | 2007, 2011  | 6   | 3,9            | 3,5                  | 1             | 0,7             |
|   | Luomaneva          | P-S      | 2009 - 2010 | 15  | 3,2            | 2,7                  | 0,8           | 2,6             |
|   | Okssuo             | E-S      | 2002 - 2008 | 67  | 3              | 3,8                  | 3,6           | 2               |
|   | Rajasuo            | I-S      | 1998 - 2010 | 128 | 22,5           | 6,4                  | 2,5           | 1,3             |
|   | Röyhysuo           | E-S      | 2008 - 2010 | 29  | 7,75           | 4,8                  | 0,4           |                 |
|   | Saarineva          | I-S      | 2011 - 2013 | 22  | 6              | 5,1                  | 0,8           | 1,7             |
|   | Vittasuo           | L-S      | 2005 - 2009 | 97  | 2,5            | 4,2                  |               | 3,9             |
|   | Äijönneva          | P-S      | 2008 - 2010 | 47  | 5,8            | 5,3                  | 0,5           | 1,2             |

#### 4.4.2 Tulokset ja niiden tarkastelu

##### 4.4.2.1 Kenttien rakenteelliset ominaisuudet ja hydraulinen kuormitus

Pintavalutuskenttien pinta-ala on 1,1 – 24,6 ha (taulukko 16) ja niille kohdistuva hydraulinen kuormitus vaihteli välillä 120 – 1637 m<sup>3</sup>/d/ha (taulukko 17). Ojittamattomista kentistä kuusi (taulukko 16) on pienempiä kuin kenttien rakentamisohteissa niiden rakentamisen aikaan voimassa ollut suositus: 3,8 % yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta (Ihme ym. 1991a; Savolainen ym. 1996).

Suurin osa ojittamattomista kentistä on leveyttään pidempiä, kun taas lähes puolet ojitetuista kentistä on pituuttaan leveämpiä (taulukko 16). Kaikkien ojittamattomien kenttien turvesyvyys on vähintään 0,5 m, kuten niiden rakentamisoheissa on edellytetty. Ojitettujen pintavalutuskenttien turvesyvyys vaihtelee välillä 0,7 - 3,9 m.

Kenttien kaltevuus vaihtelee välillä 0,002 – 0,8 % (taulukko 17). Oikovirtausuomia arvioitiin olevan kuudella ojittamattomalla pintavalutuskentällä ja valtaosalla ojitetuista pintavalutuskentistä. Ojittamattomien kenttien käyttöasteeksi kuivana kautena arvioitiin 60 – 100 % ja ojitetttujen kenttien vastaavasti 40 – 100 %.

Taulukko 17. Vedenjohtamistapa, hydraulinen kuormitus, valutuspituus, kaltevuus, käyttöaste kuivana kautena sekä oikovirtausten esiintyminen ojittamattomilla ja ojitetuilla pintavalutuskentillä (\* = Lyhyen seurantakauden aikana on havaittu suuria virtaamia)

|                                 | Pintavalutus-<br>kenttä | Vedet pvk:lle<br>(0 = gravitaatio,<br>1 = pumppaus) | Hydr. kuormitus<br>[m <sup>3</sup> /d/ha] | valutuspituus<br>[m] | Kaltevuus<br>[%] | Oikovirtaus-<br>uomia<br>(0 = ei, 1 = kyllä) | Käyttöaste kui-<br>vana kautena<br>[%] |
|---------------------------------|-------------------------|---|---|----------------------|------------------|--|--|
| pvk, hydraulinen toimivuus hyvä | Konnunsuo pvk 2         | 1   | 158                                       | 500                  | 0,002            | 0  | 70                                     |
|                                 | Korentosuo              | 1   | 318                                       | 400                  | 0,38             | 1  | 90                                     |
|                                 | Kuivastensuo            | 1   | 424                                       | 170                  | 0,8              | 0  | 90                                     |
|                                 | Linnansuo               | 1   | 502                                       | 300                  | 0,5              | 0  | 100                                    |
|                                 | Muljunaapa              | 1   | 396                                       | 220                  | 0,6              | 1  | 60                                     |
|                                 | Nanhiansuo              | 1   | 307                                       | 230                  | 0,4              | 1  | 65                                     |
|                                 | Puutiosuo pvk 2-3       | 1   | 201                                       | 430                  | 0,35             | 1  | 90                                     |
|                                 | Ristineva               | 1   | 293                                       | 570                  |                  | 1  |  |
|                                 | Rukoneva                | 0   | 431                                       | 320                  |                  | 0  |  |
|                                 | Saariaapa               | 0   | 378                                       | 260                  |                  | 0  |  |
|                                 | Siiviläniemenaapa       | 1   | 1499*                                     | 225                  | 0,08             | 0  |  |
|                                 | Vasamanneva             | 1   | 289                                       | 190                  | 0,3              | 1  |  |
| pvk, hydr. toimivuus heikko     | Laukkuvuoma             | 0   | 133                                       | 170                  |                  |  |  |
|                                 | Savonneva               | 1   | 340                                       | 380                  | 0,3              | 0  | 90                                     |
| Ojitettu                        | Hankilanneva pvk 2      | 1   | 650                                       | 270                  | 0,07             | 1  | 100                                    |
|                                 | Hormaneva pohj.         | 1   | 716                                       | 50                   | 0,25             | 1  | 10                                     |
|                                 | Isonneva                | 1   | 321                                       | 225                  | 0,3              | 0  | 70                                     |
|                                 | Kapustanneva            | 1   | 288                                       | 130                  | 0,3              | 1  |  |
|                                 | Karhunsuo               | 1   | 294                                       | 225                  | 0,35             |  |  |
|                                 | Kiihansuo               | 1   | 472                                       | 200                  | 0,8              | 1  | 90                                     |
|                                 | Kynkäänsuo pvk 1        | 1   | 379                                       | 250                  | 0,2              | 1  |  |
|                                 | Luomaneva               | 1   | 120                                       | 175                  | 0,8              | 1  |  |
|                                 | Okssuo                  | 1   | 444                                       | 270                  | 0,14             | 1  |  |
|                                 | Rajasuo                 | 1   | 66,2                                      | 600                  | 0,003            | 1  | 100                                    |
|                                 | Röyhynsuo               | 1   | 166,3                                     | 150                  |                  | 1  | 80                                     |
|                                 | Saarineva               | 1   | 1637*                                     | 210                  | 0,4              | 1  |  |
|                                 | Vittasuo                | 1   | 373                                       |                      | 0,65             |  |  |
|                                 | Äijönneva               | 1   | 277,8                                     | 135                  | 0,25             | 1  | 40                                     |

#### 4.4.2.2 Kenttien puhdistustehokkuus

Kaikilla ojittamattomilla pintavalutuskentillä saavutettiin roudattomana kautena keskimäärin positiivinen kiintoaineen, kokonaisfosforin, fosfaattifosforin, kokonaistypen ja epäorgaanisen typen reduktio (taulukko 18). Ojittamattomien, hydraulisesti hyvin toimivien pintavalutuskenttien reduktiot olivat suurimmaksi osaksi samalla tasolla kuin pintavalutusmenetelmän mallikentältä, Kompsasuon pohjoiselta pintavalutuskentältä, vuosina 1987 - 1989 mitatut reduktiot (Ihme ym. 1991), joten niiden käyttö on onnistunut hyvin käytännön vesiensuojelussa. Myös kaikilla ojitetuilla pintavalutuskentillä saavutettiin roudattomana kautena keskimäärin positiivinen kiintoaineen, kokonaistypen ja epäorgaanisen typen reduktio (taulukko 18). Keskimääräinen reduktio oli kokonaisfosforilla yhdellä kentällä, fosfaattifosforilla neljällä kentällä ja kokonaisraudalla kahdella kentällä negatiivinen.

Myös talvella kaikilla (hydraulisesti hyvin toimivilla) ojittamattomilla pintavalutuskentillä saavutettiin keskimääräinen positiivinen kiintoaineen, kokonaisfosforin ja epäorgaanisen typen reduktio (taulukko 19). Tällöin keskimääräinen reduktio oli kuitenkin sekä fosfaattifosforin että kokonaistypen osalta yhdellä kentällä negatiivinen. Vain toinen tutkimuksessa mukana olleista hydraulisesti heikosti toimivista pintavalutuskentistä oli seurannassa talvella. Tämän kentän keskimääräiset reduktiot olivat kiintoaineella ja kokonaistypellä positiiviset, mutta kokonaisfosforilla, fosfaattifosforilla ja kokonaisraudalla negatiiviset. Myös kaikilla tutkimuksen kohteina olleilla ojitetuilla pintavalutuskentillä saavutettiin talvella keskimääräinen positiivinen kiintoaineen ja epäorgaanisen typen reduktio (taulukko 19). Keskimääräinen reduktio oli kuitenkin kokonaisfosforilla yhdellä kentällä, fosfaattifosforilla kolmella kentällä, kokonaistypellä yhdellä kentällä ja kokonaisraudalla yhdellä kentällä negatiivinen.

Hydraulisesti hyvin toimivilta ojittamattomilta pintavalutuskentiltä saatiin roudattomana kautena (taulukko 18) ja talvella (taulukko 19) paremmat kokonaisfosforin, fosfaattifosforin, kokonaistypen ja epäorgaanisen typen ( $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_{2+3}\text{-N}$ ) puhdistustulokset kuin hydraulisesti heikosti toimivilta ojittamattomilta ja ojitetuilla pintavalutuskentiltä. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että näillä pintavalutuskentillä pintaturverkerroksen kyky puhdistaa valumavettä saadaan hyödynnetyksi tehokkaimmin.

Hydraulisesti hyvin toimivilta, ojittamattomilta pintavalutuskentiltä saatiin roudattomana kautena (taulukko 18) ja talvella (taulukko 19) myös parhaat kiintoaineen puhdistustulokset. Puhdistustulokset olivat heikoimmillaan ojitetuilla pintavalutuskentillä, joiden keskimääräiset reduktiot olivat kuitenkin roudattomana kautena vielä 55 % ja talvella 58 %. Kenttätyyppien välinen ero kiintoaineen poistossa johtuu todennäköisesti suurelta osin siitä, että kentän pinnan kasvillisuus- ja turverkerrosten kyky suodattaa vedestä kiintoainetta saadaan hyödynnettyä tehokkaammin ojittamattomilla kuin ojitetuilla kentillä. Suodattuminen on tärkeä valumavedestä kiintoainetta poistava prosessi myös horisontaaliseen pintavirtaukseen perustuvissa rakennetuissa vesiensuojelukosteikoissa (Vymazal & Kröpfelova 2008).

Kaikilla ojittamattomilla ja useimmilla ojitetuilla pintavalutuskentillä saavutettiin roudattomana kautena (taulukko 18) ja talvella (taulukko 19) keskimääräinen positiivinen kokonaisraudan reduktio. Kokonaisraudan keskimääräinen reduktio oli kuitenkin negatiivinen roudattomana kautena kahdella ojitetulla kentällä, ja talvella yhdellä ojitetulla kentällä. Humusaineita kentät eivät valumavedestä poistaneet, sillä  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ -pitoisuuksien perusteella niitä huuhtoutui jossakin määrin lähes kaikilta kentiltä (taulukot 18 ja 19). Ojittamattomat pintavalutuskentät kuitenkin vähentävät humusaineiden rautapitoisuutta (Heikkinen ym. 1994; Heikkinen ja Ihme 1995). Näin näyttäisi tapahtuvan myös ojitetuilla pintavalutuskentillä (Postila ym. 2011, ks. myös tämän raportin kohta 4.2).

Ojittamattomat ja ojitetut pintavalutuskentät poistavat turvetuotannon valumavesistä ravinteita, kuten lähes kaikki muutkin luonnon muovaamaan maaperään perustetut vesiensuojelukosteikkotyypit. Fisher ja Acreman (2004) keräsivät yhteen tiedot fosforin ja typen reduktioista 57 luonnon muovaamalle maaperälle perustetulta vesiensuojelukosteikolta 16 maasta eri puolilta maailmaa. Näistä suurin osa (80 %) poisti valumavesistä ravinteita. Myös metsää kasvaville turvemaille perustetut metsätalouden puskurivyöhykkeet (Vikman ym. 2010; Hynninen ym. 2011) ja ennallistetut suot (Silvan ym. 2005) Suomessa poistavat valumavedestä tehokkaasti epäorgaanista typpeä ja fosforia, sekä keino-

koisen lisäyksen jälkeen (Vikman ym. 2010) että myös luonnonoloissa (Hynninen ym. 2011). Vastaa-va havainto nitraattitypen ja fosfaattifosforin keinotekoisien lisäyksen jälkeen on tehty myös ennallisetuilla soilla (Silvan ym. 2005). Toimintaperiaatteeltaan horisontaaliseen pintavirtaukseen perustuvi-en, rakennettujen vesiensuojelukosteikkojen keskimääraisiä reduktioita on raportoitu seuraavasti: kiintoaineella 75 % (kohteita 367), kokonaisfosforilla 50 % (kohteita 272) ja kokonaistypellä 43 % (kohteita 208) (Vymazal 2010). Ojittamattomien pintavalutuskenttien reduktiot ovat näiden kanssa lähes samalla tasolla.

Fosforin poisto valumavesistä on ollut vesiensuojelukosteikoissa yleinen ongelma silloin, kun apuna ei ole käytetty fosfaattifosforia pidättäviä aineita (Vymazal & Kröpfelova 2008). Näin näyttäisi olevan roudattomana kautena ja talvella myös ojitetuilla pintavalutuskentillä (taulukot 18 ja 19). Ruotsissa on tutkittu kosteikkojen tehokkuutta maatalouden fosforikuormituksen vähentämisessä (Johannesson 2011). Lähes kaikista kosteikoista huuhtoutui ajoittain fosforia. Suurten virtaamien aikaista huuhtoutumista selitettiin sillä, että fosforia kuljettavat partikkelit eivät ehtineet sedimentoitua tai niitä sekoittui uudelleen kosteikon pohjalta kosteikon läpi virtaavaan veteen. Lämpimän vuodenajan pien-ten virtaamien aikana tapahtuvaa huuhtoutumista puolestaan selitettiin sillä, että kosteikon hapetto-masta sedimentistä huuhtoutui liukoista fosforia.

Kuten kaikissa vesiensuojelukosteikoissa, myös pintavalutuskentillä typpeä ja fosforia pidättyy mikrobeihin. Niiden lyhyen elinkierron vuoksi tätä pidättymistä on pidetty yleisesti vain väliaikaisena. Mikrobien seinäarakenteista on kuitenkin löydetty hitaasti hajoavia rakenneosia, jotka voivat toimia typen ja fosforin pitkäaikaisena varastona vesiensuojelukosteikoissa (Jonasson & Michelsen 1996). Varastoitumisajan pituudeksi on typpiyhdisteiden osalta arvioitu 7,5 vuotta ja fosforyhdisteiden osal-ta jopa yli 30 vuotta. Mikrobien merkitystä ravinteiden pidättäjinä ja varastoina pintavalutuskentillä tuliskin vielä tarkemmin selvittää.

Taulukko 18. Ojittamattomien ja ojitetujen pintavalutuskenttien reduktiot (%) roudattomana kautena. Reduktio on laskettu kunkin kentän ylä- ja alapuolelta mitattujen pitoisuuksien keskiarvojen perusteella.

|  |                              | COD <sub>Mn</sub> | SS | Kok. P | PO <sub>4</sub> -P | Kok. N | Epäorgaaninen N | Kok. Fe |
|--|------------------------------|-------------------|----|--------|--------------------|--------|-----------------|---------|
| Hydraulisesti hyvin toimiva ojittamaton pintavalutuskenttä | Keskiarvo                    | -1                | 76 | 53     | 57                 | 42     | 77              | 51      |
|  | Minimi                       | -42               | 52 | 16     | 11                 | 26     | 57              | 24      |
|  | Maksimi                      | 17                | 92 | 70     | 88                 | 58     | 97              | 74      |
|  | n                            | 12                | 12 | 12     | 12                 | 12     | 9               | 12      |
|  | Kentät, joilla neg. reduktio | 5                 | 0  | 0      | 0                  | 0      | 0               | 0       |
|  |                              |                   |    |        |                    |        |                 |         |
| Hydr. heikosti toimiva pvk                                 | Keskiarvo                    | 5                 | 62 | 41     | 49                 | 35     | 57              | 34      |
|  | Minimi                       | 3                 | 62 | 35     | 26                 | 32     | 54              | 26      |
|  | Maksimi                      | 6                 | 62 | 48     | 73                 | 37     | 59              | 43      |
|  | n                            | 2                 | 2  | 2      | 2                  | 2      | 1               | 2       |
| Ojitettu pintavalutuskenttä                                | Keskiarvo                    | -12               | 55 | 27     | -5                 | 27     | 60              | 24      |
|  | Minimi                       | -52               | 16 | -3     | -135               | 9      | 35              | -19     |
|  | Maksimi                      | 17                | 87 | 74     | 53                 | 45     | 86              | 67      |
|  | n                            | 14                | 13 | 14     | 12                 | 14     | 8               | 13      |
|  | Kentät, joilla neg. reduktio | 9                 | 0  | 1      | 4                  | 0      | 0               | 2       |
|  |                              |                   |    |        |                    |        |                 |         |

Taulukko 19. Ojittamattomien ja ojitetujen pintavalutuskenttien reduktiot (%) talvella. Reduktiot on laskettu kunkin kentän ylä- ja alapuolelta mitattujen pitoisuuksien keskiarvojen perusteella.

|  |                   | COD <sub>Mn</sub> | SS | Kok. P | PO <sub>4</sub> -P | Kok. N | Epäorgaaninen N | Kok. Fe |
|--|-------------------|-------------------|----|--------|--------------------|--------|-----------------|---------|
| Hydraulisesti hyvin toimiva<br>ojittamaton pintavalutus-<br>kenttä | Keskiarvo         | -22               | 71 | 46     | 44                 | 27     | 55              | 48      |
|  | Minimi            | -125              | 48 | 22     | -34                | -8     | 36              | 34      |
|  | Maksimi           | 18                | 93 | 69     | 71                 | 47     | 82              | 64      |
|  | n                 | 10                | 10 | 10     | 8                  | 10     | 5               | 8       |
|  | Kentät,<br>joilla |                   |    |        |                    |        |                 |         |
|  | neg.<br>reduktio  | 6                 | 0  | 0      | 1                  | 1      | 0               | 0       |
| Hydr. heikosti<br>toimiva pvk                                      | Reduktio          | -5                | 65 | -10    | -105               | 25     |                 | -43     |
|  | n                 | 1                 | 1  | 1      | 1                  | 1      | 0               | 1       |
|  | Keskiarvo         | -9                | 58 | 30     | 13                 | 15     | 26              | 31      |
|  | Minimi            | -21               | 0  | -11    | -55                | -6     | 17              | -66     |
| Ojitettu pintavalu-<br>tuskenttä                                   | Maksimi           | 15                | 94 | 67     | 62                 | 39     | 45              | 61      |
|  | n                 | 9                 | 8  | 9      | 9                  | 9      | 4               | 8       |
|  | Kentät,<br>joilla |                   |    |        |                    |        |                 |         |
|  | neg.<br>reduktio  | 7                 | 0  | 1      | 3                  | 1      | 0               | 1       |

Kun valumavedestä poistui kentillä kiintoainetta, poistui myös kiintoaineeseen sitoutunutta fosforia, typpeä ja rautaa. Kiintoaineen poistumalla oli ojittamattomien ja ojitetujen pintavalutuskenttien koko aineistossa positiiviset, tilastollisesti merkitsevät korrelaatiot sekä kokonaisfosforin että kokonaisraudan poistumien kanssa. Tässä aineistossa oli myös positiiviset, tilastollisesti merkitsevät korrelaatiot kokonaisfosforin ja fosfaattifosforin poistumien sekä kokonaistypen ja epäorgaanisen typen (NO<sub>2+3</sub>-N + NH<sub>4</sub>-N) poistumien välillä. Lisäksi raudan poistumalla oli aineistossa positiivinen, tilastollisesti erittäin merkitsevä korrelaatio fosfaattifosforin poistuman kanssa. Tämä viittaa siihen, että kiintoaineeseen sitoutuneen raudan ohella kentille pidättyy valumavedestä myös rautapitoisia humusaineita. Näihin aineisiin on raudan välityksellä sitoutunut osa puhdistettavien valumavesien fosfaattifosforista. Onkin todennäköistä, että raudan pidätyminen kentälle tehostaa fosfaattifosforin pidättymistä ja pidentää näin kentän käyttöaikaa.

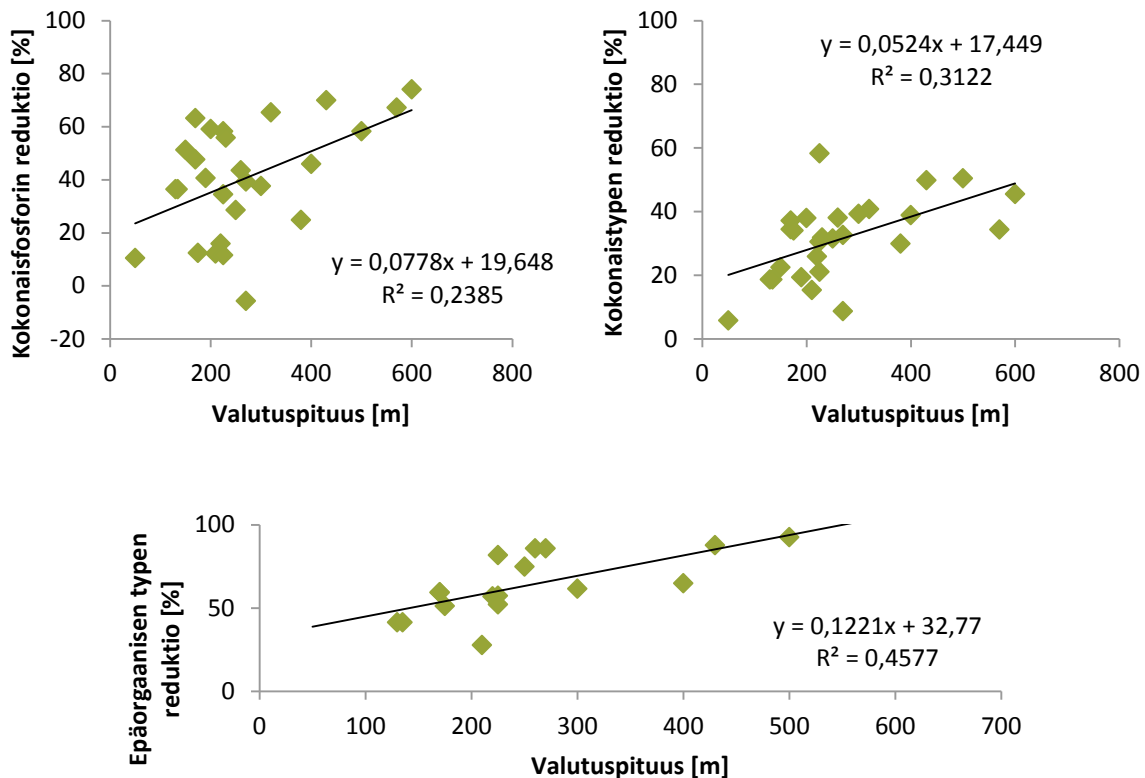
#### 4.4.2.3 Kenttien rakenteellisten ominaisuuksien vaikutus puhdistustulokseen

Puhdistustuloksia selittäviä kenttien rakennetekijöitä olivat korrelaatio- ja regressioanalyysin perusteella valutuspituus, pituus, kaltevuus ja kentän käyttöaste kuivana kautena.

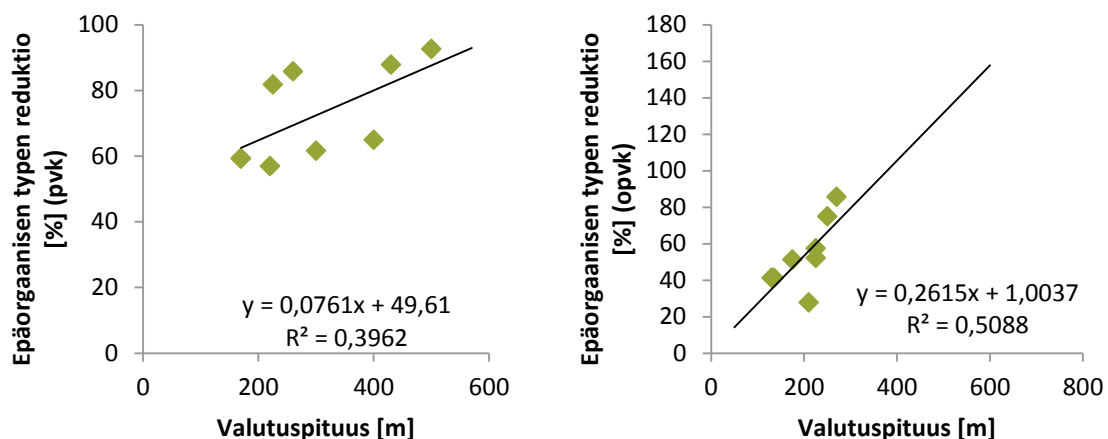
#### Kentän valutuspituus

Kentän valutuspituuden lisääntyminen paransi puhdistustulosta sekä pintavalutuskenttien koko aineistossa, että ojittamattomilla ja ojitetuilla pintavalutuskentillä. Koko aineistossa (kuva 34) valutuspituu-  
della oli tilastollisesti merkitsevä positiivinen korrelaatio kokonaistypen ( $r = 0,585$ ,  $p = < 0,01$ ,  $n = 27$ ), epäorgaanisen typen (NH<sub>4</sub>-N + NO<sub>2+3</sub>-N) ( $r = 0,804$ ,  $p = < 0,01$ ,  $n = 17$ ) ja kokonaisfosforin ( $r = 0,393$ ,  $p = < 0,05$ ,  $n = 27$ ) reduktioiden kanssa.





Kuva 34. Valutuspituuden vaikutus kokonaistypen, epäorgaanisen typen ja kokonaisfosforin, reduktioihin ojittamattomien ja ojitettujen pintavalutuskenttien koko aineistossa.



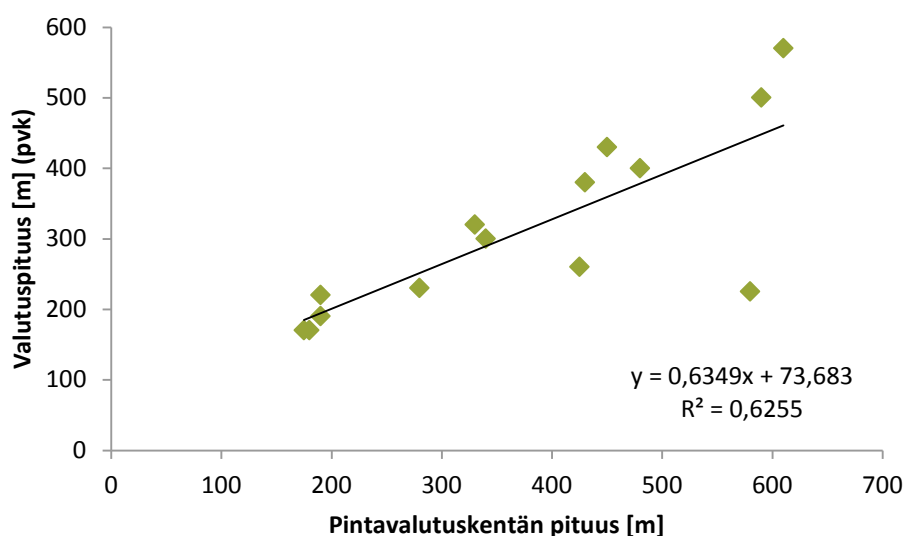
Kuva 35. Valutuspituuden vaikutus epäorgaanisen typen reduktioon ojittamattomilla (pvk) ja ojitetuilla (opvk) pintavalutuskentillä.

Valutuspituuden ja epäorgaanisen typen reduktion välillä oli tilastollisesti merkitsevä positiivinen korrelaatio sekä ojittamattomien ( $r = 0,812$ ,  $p < 0,01$ ,  $n = 9$ ) että ojitettujen ( $r = 0,843$ ,  $p < 0,01$ ,  $n = 8$ ) pintavalutuskenttien aineistossa. Valutuspituuden lisääntyminen vaikutti epäorgaanisen typen ( $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_{2+3}\text{-N}$ ) reduktioon voimakkaammin ojitetuilla kuin ojittamattomilla pintavalutuskentillä (kuva 35). Sen kaksinkertaistuessa epäorgaanisen typen reduktio ojitetuilla pintavalutuskentillä lisääntyi lähes kolmanneksella, kun vastaava lisäys ojittamattomilla pintavalutuskentillä oli noin 8 %. Epäorgaanista typpeä poistuu kentiltä pääasiassa pinnoilla kasvavien nitrifikaatio-denitrifikaatiobakteerien toiminnan tuloksena (Heikkinen ym. 1995a). Yksi keskeinen syy ojitetuilta

pintavalutuskentiltä saadulle tulokselle on todennäköisesti se, että valutuspituuden lisääntyessä myös puhdistettavien valumavesien kontakti, sekä kentän ojaston ja ojien välisten alueiden turvekerroksen kanssa, että myös kentällä kasvavan kasvillisuuden pintakerrosten kanssa lisääntyy. Myös puhdistettavan veden viipymä ja aika nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessille lisääntyvät. Parhaat typen puhdistustulokset on saatu yleensä niissä vesiensuojelukosteikoissa, joissa veden viipymät ovat olleet pisimmät (Phipps & Crumpton, 1994; Ishida ym. 2006). Lisäksi veden virtaus kentällä parantaa sen pinnan hapetilannetta. Nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessin toiminta vaatii sekä hapellista että hapetonta ympäristöä.

Valutuspituuden kaksinkertaistuessa kokonaisfosforin reduktio lisääntyi noin 8 % (kuva 34). Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että valutuspituuden lisääntyessä kiintoaineen ja sen mukana kulkeutuvan fosforin pidätyminen kentälle tehostuu. Myös suurimolekyylipainoisen, rautaa ja fosforia kuljettavan humuksen pidätyminen voi tehostua.

Pintavalutuskenttien muoto määräytyy pääsääntöisesti niille turvetuotantoalueella tarjolla olevien alueiden maastonmuotojen mukaan. Jos alueella tarjoutuu mahdollisuus kentän tarkemmalle mitoittamiselle, voidaan ojittamattoman pintavalutuskentän valutuspituutta säädellä kentän pituutta säätelemällä. Ojittamattomilla pintavalutuskentillä kentän pituuden ja valutuspituuden välisen regressiosuoran selitysaste oli yli 60 % (kuva 36). Ojitetuilla pintavalutuskentillä tätä riippuvuutta ei ollut, koska niissä valutuspituuteen ja siten viipymään vaikuttavat voimakkaasti ojat. Ojitetuille pintavalutuskentille kannattaisi jatkossa kehittää menetelmiä, joiden avulla niiden valutuspituus saataisiin mahdollisimman pitkäksi, koska valutuspituus vaikuttaa voimakkaasti niiden kykyyn poistaa valumavedestä epäorgaanista typpeä.

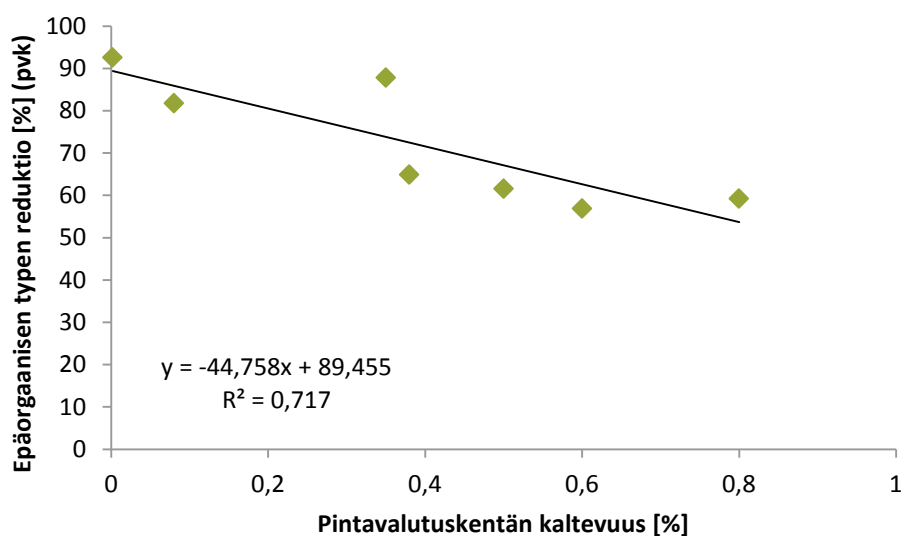


Kuva 36. Kentän pituuden vaikutus valutuspituuteen ojittamattomilla pintavalutuskentillä (pvk).

### Kentän kaltevuus

Kentän kaltevuuden lisääntyminen heikensi epäorgaanisen typen puhdistustulosta ojittamattomilla pintavalutuskentillä. Niiden aineistossa kaltevuudella oli tilastollisesti merkitsevä negatiivinen korrelaatio epäorgaanisen typen reduktion kanssa ( $r = -0,929$ ,  $p = < 0,01$ ,  $n = 7$ ). Parhaat puhdistustulokset, reduktio noin 90 %, saatiin tasaisimmilla kentillä ja heikoimmat, reduktio noin 50- 60 %, kaltevuudeltaan oli 0,6 – 0,8 % kentillä (kuva 37). Kentän kaltevuuden lisääntyminen lisää veden virtausnopeutta ja vähentää näin veden viipymää ja nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessille tarjolla olevaa aikaa. Ojitetuilla kentillä vastaavaa kaltevuuden vaikutusta ei havaittu. Niillä veden virtausnopeuteen ja viipy-

mään vaikuttavat kaltevuuden lisäksi myös alueella sijaitsevat ojat, miten ojat sijoittuvat veden virtauksen suhteen, sekä ojien mahdollinen tukkiminen / tukkimattomuus.

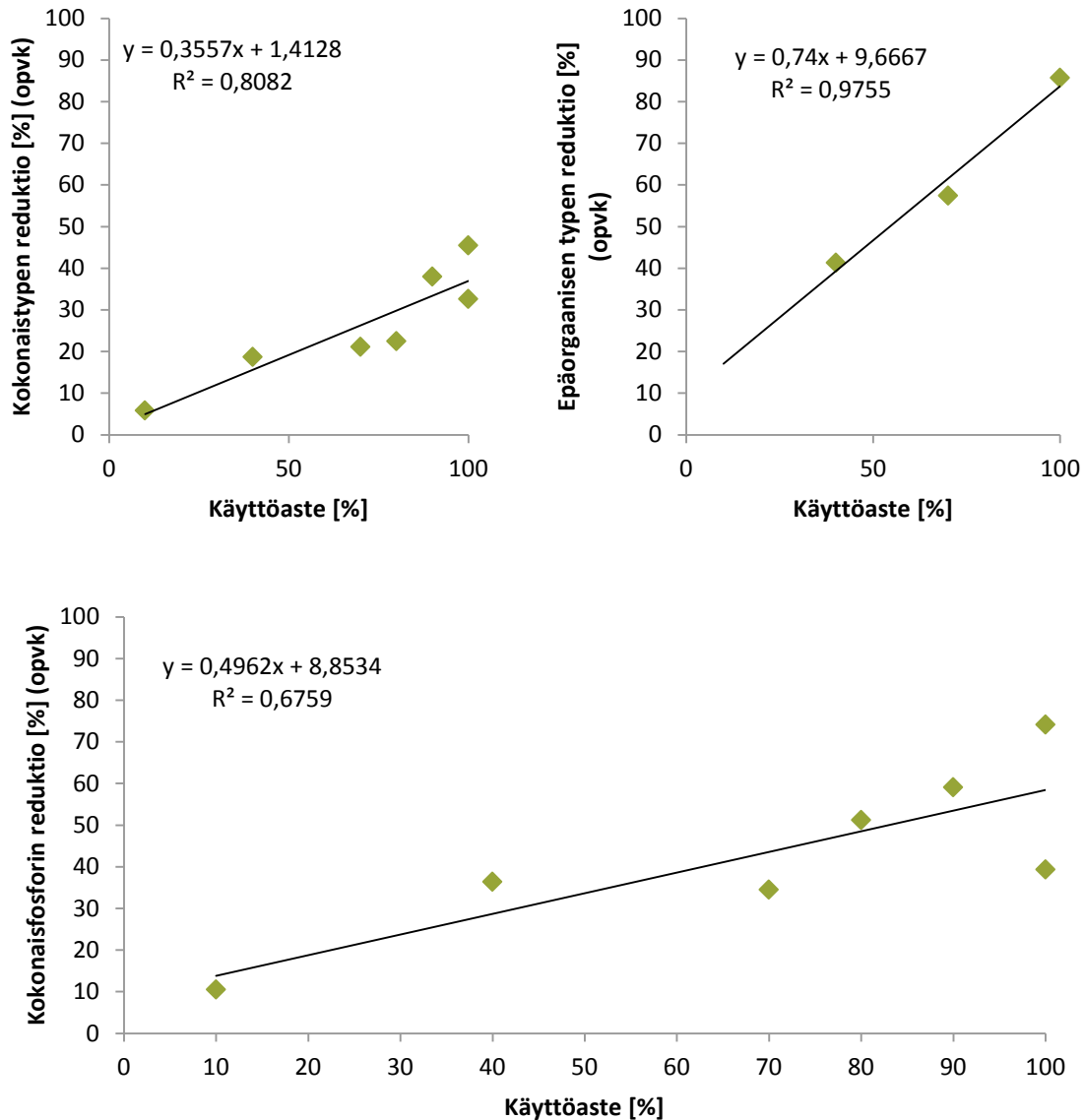


Kuva 37. Kentän kaltevuuden vaikutus epäorgaanisen typen reduktioon ojittamattomilla pintavalutuskentillä (pvk).

Epäorgaanisen typen puhdistustulosta ojittamattomilla pintavalutuskentillä voitaisiin kenties nyt vallitsevasta tasosta, 55- 60 %, vieläkin lisätä vähentämällä nykyisten ohjeiden mukaista 1 %:n kaltevuutta (Ympäristöministeriö 2013). Kentillä nykyisin saavutettava epäorgaanisen typen puhdistustulos, roudattoman kauden keskimääräinen reduktio 77 % (taulukko 18), on kuitenkin jo nyt hyvä. On toisaalta myös mahdollista, että kaltevuuden vähentäminen heikentää fosforin ja raudan puhdistustulosta.

### Kentän käyttöaste

Kentän käyttöaste kuvaa sitä osuutta pintavalutuskentästä, jolle vesi kesän kuivana kautena leviää. Kokonaistypen, epäorgaanisen typen ja kokonaisfosforin puhdistustulokset ojitetuilla pintavalutuskentillä paranivat, kun kentän käyttöaste lisääntyi (kuva 38). Näillä kentillä käyttöasteella oli tilastollisesti merkitsevä positiivinen korrelaatio kokonaistypen ( $r = 0,937$ ,  $p = < 0,01$ ,  $n = 7$ ), epäorgaanisen typen ( $r = 1,000$ ,  $p = < 0,01$ ,  $n = 3$ ) ja kokonaisfosforin ( $r = 0,811$ ,  $p = < 0,05$ ,  $n = 7$ ) reduktioiden kanssa. Tulos viittaa ojien välisen suopinnan tärkeään merkitykseen näillä kentillä saavutettavan puhdistustuloksen kannalta. Kentillä olisikin tärkeää pyrkiä käyttämään mahdollisimman tehokkaasti hyväksi tätä suopintaa, missä vesi puhdistuu suoekosysteemeille ominaisten prosessien seurauksena, vastaavasti kuin ojittamattomilla pintavalutuskentillä. Veden levittäytymistä näille alueille tehostetaan jo nyt erityyppisillä ojastoon sijoitettavilla tukoksilla/ja patorakenteilla. Menetelmiä veden levittämiseksi kentälle tulisi kuitenkin vielä kehittää.



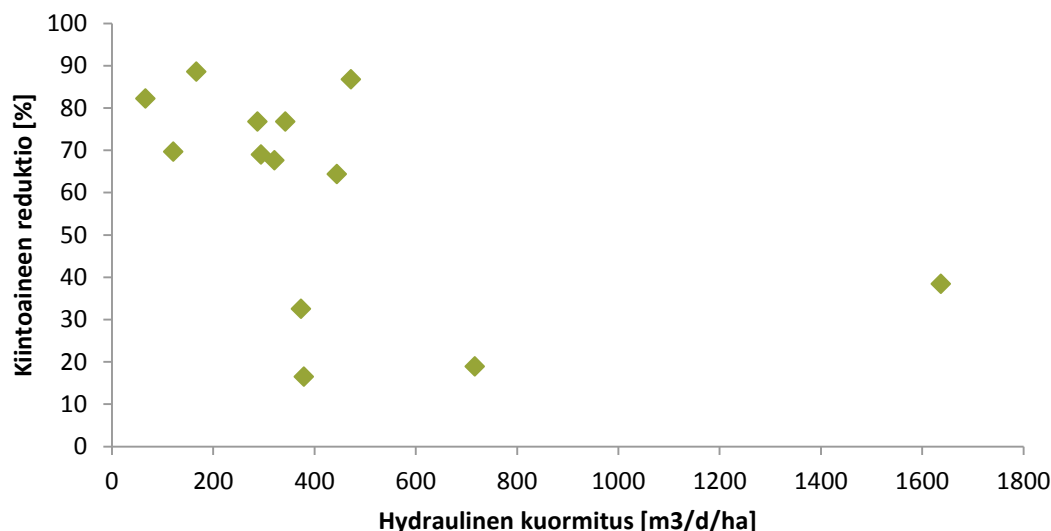
Kuva 38. Kentän kuivana kautena määritetyn käyttöasteen vaikutus kokonaistypen, epäorgaanisen typen ja kokonaisfosforin reduktioihin ojitetuilla pintavalutuskentillä.

#### Kentän pinta-alan suhde valuma-alueen pinta-alaan

Monissa tutkimuksissa on havaittu, että vesiensuojelukosteikkojen kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipoistumat lisääntyvät, kun kosteikon pinta-alan osuus yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta lisääntyy (Kadlec & Knight 1996; Puustinen ym. 2007; Johannesson 2011). Tämä on ammoniumtypen osalta havaittu myös metsää kasvaville turvemaille perustetuilla metsätalouden suojavyöhykkeillä Suomessa (Vikman ym. 2010; Hynninen ym. 2011). Pintavalutuskenttien aineistossa riippuvuutta kosteikon suhteellisen osuuden ja ravinnepoistumien välillä ei ollut. Kenttien puhdistustulos kuitenkin usein heikkeni niille kohdistuneen hydraulisen kuormituksen lisääntyessä. Tulos johtuneekin pääasiassa siitä, että aineistossa ei ollut riippuvuutta kentän pinta-alaosuuden ja kentälle kohdistuvan hydraulisen kuormituksen välillä. Kosteikkoon kohdistuva hydraulinen kuormitus määräytyy suurelta osin sen yläpuolisen valuma-alueen pinta-alan perusteella (Kadlec & Knight 1996).

## Hydraulisen kuormituksen vaikutus kiintoainereduktioon

Kentälle johdetulla hydraulisella kuormituksella oli tilastollisesti merkitsevä negatiivinen korrelaatio kiintoaineen reduktion kanssa ojittettujen pintavalutuskenttien aineistossa ( $r = -0,575$ ,  $p = < 0,05$ ,  $n = 13$ ) (kuva 39). Ojittamattomien pintavalutuskenttien aineistossa virtaaman ja kiintoaineen reduktion välillä ei ollut riippuvuutta.



Kuva 39. Kentälle kohdistuvan hydraulisen kuormituksen vaikutus kiintoainereduktioon ojittettujen ja ojittamattomien pintavalutuskenttien koko aineistossa.

## Hydraulisen kuormituksen vaikutukset reduktioihin pintavalutuskenttäkohtaisessa tarkastelussa

Hydraulinen kuormitus vaikutti korrelaatioanalyysin perusteella osittain parantavan ja osittain heikentävän kentillä saavutettua puhdistustulosta (taulukko 20). Hydraulisen kuormituksen negatiivinen vaikutus kiintoainereduktioon voi selittyä mm. seuraavilla tekijöillä: 1) Suurten vesimäärien aikana kiintoaineen pidäytyminen kenttien sammal- ja turvekerroksen pinnalle tai ojiin todennäköisesti heikkenee. 2) Tulvat voivat myös huuhtoa kentiltä ja ojista niihin pidätyntä kiintoainetta. Positiivinen vaikutus kiintoainereduktioihin selittyy sillä, että puhdistettavan valumaveden kiintoainepitoisuus voi olla korkea suurten vesimäärien aikaan, mikä voi helpottaa parempien reduktioiden saavuttamista.

Lisääntyneen hydraulisen kuormituksen aiheuttama kok. Fe- ja kok. P -reduktioiden heikentyminen selittyy pääasiassa sillä, että kiintoaineen reduktio heikkenee, mikä heikentää myös siihen sitoutuneen raudan ja fosforin puhdistustulosta. Hydraulisen kuormituksen kasvun ja kok. N -reduktion välistä positiivista korrelaatiota voivat selittää suuremmat typpipitoisuudet suurten valuntojen aikaan (kts. kpl 3.3.3).

Hydraulisen kuormituksen ja epäorgaanisen typen välisiin negatiivisiin korrelaatioihin pääasiallinen syy lienee se, että suurten vesimäärien aikana kontakti valumaveden ja vettä biofilmeissä biologisesti puhdistavan kentän pintakerroksen välillä heikkenee. Myös veden viipymä ja typen muutosprosesseille tarjolla oleva aika kentällä lyhenevät. Voimakas veden virtaus voi myös heikentää kentän pintojen biofilmiyhteisöissä tapahtuvaa nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessia siten, että syvemmillä sijaitseviin biofilmeihin kulkeutuu enemmän happea ja hapettomien mikroväyhykkeiden muodostuminen vähenee (Eriksson 2000). Se voi myös rajoittaa biofilmin kehittymistä ja kypsymistä fysikaalisesti (Claret & Fontvieille 1997). Ammoniumtypen pidätyksen on havaittu heikkenevän valunta-

huippujen aikana myös metsää kasvaville turvemaille perustetuilla metsätalouden suojavyöhykkeillä (Hynninen ym. 2011). Vaikka monissa rakennettujen vesiensuojelukosteikkojen tutkimuksissa nitraattityypin kosteikon pinta-alaa kohden laskettu poistuma on kasvanut kosteikkoon kohdistuvan hydraulisen kuormituksen lisääntyessä (Kadlec 2005), on tämä poistuma kuitenkin monissa kosteikoissa ollut suuren hydraulisen kuormituksen aikana hyvin pieni (Arheimer & Wittgren 2002) ja monista kosteikoista on myös huuhtoutunut nitraattityppeä hetkellisten valuntahuippujen aikana (Spieles & Mitsch 2000).

Hydraulisen kuormituksen ja kemiallisen hapenkulutuksen arvon ( $COD_{Mn}$ ) välillä oli useammalla kentällä positiivinen korrelaatio. Tämä johtunee pääosin siitä, että puhdistettavan valumaveden kiintoaineen ja humusaineiden pitoisuudet ja tämän seurauksena myös niiden reduktiot ovat suurimmillaan tulvakausiin. On kuitenkin myös mahdollista, että pintakuorman lisääntyminen parantaa kenttien pintakerrosten happipitoisuutta ja tämän seurauksena kenttien kykyä pidättää valumavedestä rautapi-toista humusta. Kemiallisen hapenkulutuksen arvoon vaikuttavat kaikki veden sisältämät orgaaniset aineet, sekä veteen liuenneet humusaineet että myös orgaaniset kiintoainepartikkelit. Lisäksi tuloksiin vaikuttavat monet epäorgaaniset aineet, erityisesti kahdenarvoinen rauta (SFS 3036).

Taulukko 20. Hydraulisen kuormituksen vaikutus reduktioihin ojittamattomilla ja ojitetuilla pintavalutuskentillä. Taulukossa on esitetty eri vedenlaatumuuttujien osalta lukumäärät niistä kentistä, joilla havaittiin positiivinen (pos.) tai negatiivinen (neg.) korrelaatio ( $p < 0,05$ ) hydraulisen kuormituksen ja reduktion välillä.

|                 | Hydraulisesti hyvin toimiva ojittamaton pintavalutuskenttä (n = 12) |            | Hydraulisesti heikosti toimiva ojittamaton pintavalutuskenttä (n = 2) |           | Ojitettu pintavalutuskenttä (n = 14) |            |
|-----------------|---|------------|---|-----------|--------------------------------------|------------|
|                 | pos.  | neg.       | pos.  | neg.      | pos.                                 | neg.       |
| $COD_{Mn}$      | 7   |            | 1   |           | 7                                    |            |
| Kiintoaine      | 1   | 3          | 2   |           | 3                                    | 1          |
| Kok. P          | 2   | 4          |   |           | 1                                    | 2          |
| $PO_4\text{-P}$ |   | 1 (n = 10) |   |           | 2                                    | 1 (n = 11) |
| Kok. N          | 3   |            |   |           | 3                                    | 1          |
| Epäorg. N       |   | 3 (n = 9)  |   | 1 (n = 1) |                                      | 2 (n = 7)  |
| Kok. Fe         |   | 2          |   |           |                                      | 1          |

#### 4.4.3 Yhteenveto ja jatkotutkimustarpeet

Ojittamattomat ja ojitetut pintavalutuskentät poistivat turvetuotannon valumavesistä kiintoainetta ja ravinteita samoin kuin muutkin luonnon muovaamaan maaperään perustetut vesiensuojelukosteikot. Keskimäärin parhaat puhdistustulokset saatiin ojittamattomilta, hydraulisesti hyvin toimivilta pintavalutuskentiltä. Niiden reduktiot olivat lähes samalla tasolla kuin horisontaaliseen pintavirtaukseen perustuvissa rakennetuissa vesiensuojelukosteikoissa eri puolilla maailmaa. Ne olivat suurimmaksi osaksi myös samalla tasolla kuin pintavalutusmenetelmän mallikentältä, Kompsasuo pohjoiselta pintavalutuskentältä, vuosina 1987 – 1989 mitatut reduktiot. Niiden käyttö käytännön vesiensuojelussa näyttäisikin onnistuneen hyvin.

Kaikilla hydraulisesti hyvin toimivilla ojittamattomilla pintavalutuskentillä saavutettiin sekä roudattomana kautena että talvella keskimäärin positiivinen kiintoaineen, kokonaisraudan, kokonaisfosforin, kokonaistypen ja epäorgaanisen typen reduktio. Yhdellä kentällä fosfaattifosforin keskimääräinen reduktio oli kuitenkin talvella negatiivinen. Myös kaikilla ojitetuilla pintavalutuskentillä saavutettiin sekä roudattomana kautena että talvella keskimäärin positiivinen kiintoaineen ja epäor-



gaanisen typen reduktio. Niistä pääosalla myös kokonaisfosforin, fosfaattifosforin ja kokonaisraudan keskimääräiset reduktiot olivat positiiviset. Roudattomana kautena yhdellä kentällä kokonaisfosforin, neljällä fosfaattifosforin ja kahdella kokonaisraudan keskimääräinen reduktio oli negatiivinen. Talvella näin oli kokonaisfosforin osalta yhdellä, fosfaattifosforin osalta kolmella, kokonaistypen osalta yhdellä ja kokonaisraudan osalta yhdellä kentällä.

Monilta ojittamattomilta ja ojitetuilta pintavalutuskentiltä huuhtoutuu humusaineita, kuten soiltamme yleisemminkin. Kaikki tarkastellut kentät on perustettu suoalueille. Aiemmissa tutkimuksissa, sekä myös tässä raportoitavan SulKa-hankkeen humuksen laatua koskeneessa osatutkimuksessa, on kuitenkin havaittu että ojittamattomat ja ojitetut pintavalutuskentät vähentävät humuksen rautapitoisuutta.

Puhdistustuloksia selittäviä kenttien rakennetekijöitä olivat valutuspituus, pituus, kaltevuus ja kentän käyttöaste kuivana kautena. Puhdistustulokseen vaikutti myös kentälle kohdistunut hydraulinen kuormitus.

Valutuspituuden lisääntyminen paransi kenttien kokonaistypen ja epäorgaanisen typen ( $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_{2+3}\text{-N}$ ) puhdistustulosta ojittamattomilla ja ojitetuilla pintavalutuskentillä. Vaikutus oli voimakas ojitetuilla pintavalutuskentillä. Pintavalutuskenttien muoto määräytyy pääsääntöisesti niille turvetuotantoalueella tarjolla olevien alueiden maastonmuotojen mukaan. Usein tarjoutuu kuitenkin vielä mahdollisuus niiden tarkempaan mitoittamiseen. Ojittamattomien pintavalutuskenttien valutuspituutta voidaan säädellä kentän pituutta säätelemällä. Ojitetuilla pintavalutuskentillä tämä on vaikeampaa, koska niillä valutuspituuteen vaikuttavat voimakkaasti ojat. Menetelmiä ojitetujen pintavalutuskenttien valutuspituuden suunnittelulle kannattaisi kehittää.

Kentän kaltevuuden lisääntyminen heikensi typen puhdistustulosta ojittamattomilla pintavalutuskentillä. Parhaat puhdistustulokset epäorgaanisen typen poistossa valumavedestä (reduktio noin 90 %) saatiin tasaisimmilla kentillä ja heikoimmat (reduktio noin 50- 60 %) kaltevuudeltaan 0,6 – 0,8 % kentillä. Epäorgaanisen typen puhdistustulosta ojittamattomilla pintavalutuskentillä voitaisiin nyt vallitsevasta tasosta, 55- 60 %, ehkä vieläkin lisätä vähentämällä nykyisten ohjeiden mukaista 1 % kaltevuutta. Kentillä nykyisin saavutettavaa epäorgaanisen typen puhdistustulosta voidaan kuitenkin jo pitää hyvänä. On myös todennäköistä, että kaltevuuden vähentäminen heikentää fosforin ja raudan puhdistustulosta.

Kentän kuivan kauden aikaisen käyttöasteen lisääntyminen paransi kokonaistypen, epäorgaanisen typen ja kokonaisfosforin reduktioita ojitetuilla pintavalutuskentillä. Niillä tulisikin pyrkiä käyttämään mahdollisimman tehokkaasti hyväksi kentän ojien välistä suopintaa, missä vesi puhdistuu suoekosysteemille ominaisten prosessien seurauksena, vastaavasti kuin ojittamattomilla pintavalutuskentillä. Veden levittäytymistä näille alueille tehostetaan jo nyt erityyppisillä ojastoon sijoitettavilla tukoksilla tai patorakenteilla. Menetelmiä veden levittämiseksi kentälle kannattaisi kuitenkin vielä kehittää.

Monissa tutkimuksissa on havaittu, että vesiensuojelukosteikkojen kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipoistumat lisääntyvät, kun kosteikon pinta-alan osuus yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta lisääntyy. Pintavalutuskenttien aineistossa tätä riippuvuutta ei ollut. Tämä johtunee pääasiassa siitä, että aineistossa ei ollut riippuvuutta kentän suhteellisen koon ja kentälle kohdistuneen hydraulisen kuormituksen välillä. Tähän tulokseen on voinut vaikuttaa voimakkaasti veden pumppaus, joka käytännössä tasaa pintavalutuskentälle johdettavan veden määrän maksimissaan pumpun maksimituoton tasolle. Pintavalutuskentälle sulava lumi ja vesisateet voivat kasvattaa veden maksimimäärää pintavalutuskentällä jonkin verran.

Kentälle kohdistuneen hydraulisen kuormituksen lisääntyminen heikensi kiintoaineen reduktiota ojitetujen pintavalutuskenttien aineistossa. Näillä kentillä kiintoaineen poistoa valumavesistä heikentävät todennäköisesti pääasiassa kentillä olevat ojat.

Kenttäkohtaisessa tarkastelussa havaittiin, että virtaaman voimistuminen heikensi kiintoaineen, fosforin ja typen puhdistustulosta monilla sekä ojittamattomilla että ojitetuilla pintavalutuskentillä.

Tämä johtunee pääosin siitä, että kentillä virtaavat suuret vesimäärät heikentävät kiintoaineen sekä siihen sitoutuneen fosforin ja raudan pidättymistä kenttien sammal- ja turvekerrokseen ja voivat myös huuhtoa kiintoainetta kentän pinnalta. Lisäksi ne heikentävät valumaveden kontaktia kentän vettä puhdistavan turvekerroksen kanssa, ja myös lyhentävät vettä puhdistaville biologisille prosesseille tarjolla olevaa aikaa.

Kentälle kohdistuvan hydraulisen kuormituksen lisääntyminen tehosti humuksen ( $COD_{Mn}$ ) pidättymistä seitsemällä hydrauliselta toimivuudeltaan hyväksi arvioidulla ojittamattomalla pintavalutuskentällä ja seitsemällä ojitetulla pintavalutuskentällä. Tämä voi johtua siitä, että puhdistettavan valumaveden humusaineiden pitoisuus ja reduktiot ovat suurimmillaan tulvakausina. On kuitenkin myös mahdollista, että kentille kohdistuvan pintakuorman lisääntyminen parantaa kenttien pintakerrosten happipitoisuutta ja tämän seurauksena myös kenttien kykyä pidättää valumavedestä rautapitoista humusta. Kannattaisikin vielä tutkia, missä määrin ja miten rautapitoisen humuksen huuhtoutumista turvetuotantoalueelta voitaisiin vähentää kenttien pintakerrosten happitilannetta säätelemällä. Tutkimuksen tuloksena voitaisiin löytää vaihtoehtoja valumavesistä humusta poistavalle kemialliselle puhdistukselle.

## 4.5 Pintavalutuskenttien turpeen alkuainepitoisuuksien vaikutus valumaveden fosforin pidättymiseen pintavalutuskentillä

*Anssi Karppinen & Heini Postila*

Aiemmassa tutkimuksessa (Postila ym. 2011) on havaittu ojitetun pintavalutuskentän pintaturpeen alkuainepitoisuuksilla voivan olla vaikutusta ojitetun pintavalutuskentän läpi kulkevan veden fosforin reduktioihin. ”Turvetuotannon valumavesien ympärivuotinen käsittely (TuKos)”-hankkeessa tutkittujen 11 pintavalutuskentän tulosten perusteella, niillä ojitetuilla pintavalutuskentillä, joilla fosforia oli keskimäärin alle 800 mg/kg pintaturpeessa, ja keskimäärin yli 2000 mg/kg rautaa ja jonkin verran esim. alumiinia, magnesiumia ja kalsiumia, ei havaittu fosforin huuhtoutumista. Fosforipitoisuuden ollessa pintaturpeessa keskimäärin yli 1200 mg/kg, havaittiin että Fe+Al+Mn/P -suhteella tarkastelussa aineistossa voitiin selittää valumaveden fosforin käyttäytymistä ojitetuilla pintavalutuskentillä. Jos suhde oli  $\leq 25$ , huuhtoutui ojitetulta pintavalutuskentältä fosforia, jos taas suhde oli  $> 45$ , pidattiin ojitettu pintavalutuskenttä fosforia (Postila ym. 2014). Näitä havaintoja oli tarkoitus varmentaa Sulka-hankkeessa laajentamalla näytteenottoa myös muille kohteille.

### 4.5.1 Aineisto ja menetelmät

Osatehtävässä otettiin kesän 2012 aikana 15 turvetuotantoalueen pintavalutuskentältä (liite 1) jokaiselta viisi turvenäytettä. Näytteenotto tehtiin siten, että pyrittiin ottamaan näytteitä tasaisesti joka puolelta pintavalutuskenttää, niiltä kohdin, joilla vesi selkeästi pintavalutuskentillä virtasi. Näytteenoton kohdentamisella näihin kohtiin pyrittiin saamaan analysoitavaksi juuri sitä turvetta, joka on kosketuksessa pintavalutuskentällä virtaavan puhdistettavan valumaveden kanssa. Näytteet otettiin juuristokerroksen alapuolelta noin 30 cm syvyyteen asti (kuva 40). Poistettava juuristokerros oli yleensä noin 10 cm paksu ja se poistettiin käsin. Turvenäytteistä analysoitiin alumiini, arseeni, boori, barium, beryllium, kalsium, kadmium, kupari, kromi, kupari, rauta, kalium, magnesium, mangaani, molybdeeni, natrium, nikkeli, fosfori, lyijy, rikki, antimoni, seleeni, tina, titaani, vanadium, sinkki ja tuhkapitoisuus. Analyysit tehtiin Suomen ympäristöpalvelu Oy:n laboratoriossa. Näytteet analysoitiin EPA 3051 standardin mukaisella mikroaaltouuniavusteisella märkäpoltolla ja ISO 11885:1996 standardin ICP-OES analyysillä. Näytemäärä metallianalyysissä oli 0,5 g kuivattua näytettä. Tuhkapitoisuus määritettiin standardin SFS-EN 13039 mukaan. Näytteenottojen yhteydessä havainnoitiin myös pintavalutuskenttien hydraulista toimivuutta. Mikäli vesi pintavalutuskentällä virtasi pääasiassa turvekerroksessa, eikä merkittäviä oikovirtauksia havaittu, määritettiin kenttä hydraulisesti hyvin toimivaksi.



Kuva 40. Turvenäytteenottoa Saariaavan pintavalutuskentällä. Kuva: Anssi Karppinen

Aineisto analysoitiin Pearsonin korrelaatiotestin avulla, jolla selvitettiin pintavalutuskenttien keskimääräisten turpeen eri alkuainepitoisuuksien ja vuonna 2012 koekohteittain saavutettujen fosforin pitoisuusreduktioiden välisiä yhteyksiä. Shapiro – Wilk -testin perusteella fosforin reduktiot ja fosforin pitoisuudet turpeessa olivat normaalijakautuneita, jolloin Pearsonin korrelaatiotestiä voitiin käyttää. Aineistojen keskinäisiä suhteita tarkasteltiin myös regressiosovitusten avulla. Keskimääräiset pitoisuusreduktiot laskettiin kahdella eri menetelmällä. Menetelmässä 1 keskimääräinen reduktio laskettiin näytekohtaisten reduktioiden keskiarvosta ja menetelmässä 2 pintavalutuskenttien ylä- ja alapuolisten pitoisuuksien keskiarvoista. Tilastollisen tarkastelun avulla saatujen yhteyksien avulla laskettiin regressiosovitukset pintavalutuskentän reduktioprosenttien arvioimiseksi turpeen fosforipitoisuuden avulla.

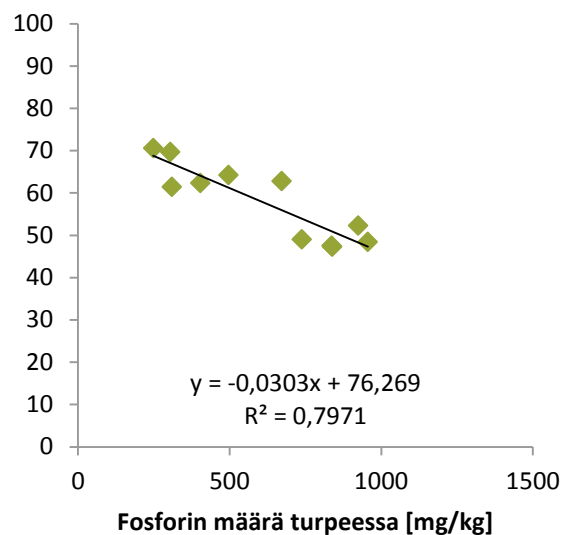
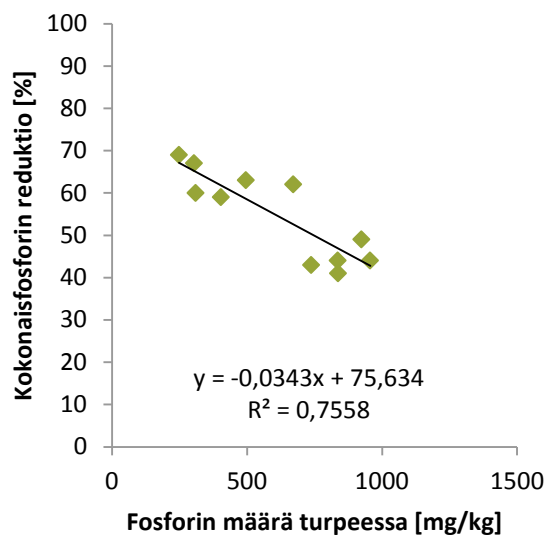
#### 4.5.2 Tulokset ja tulosten tarkastelu

Kaikkien tarkastelussa mukana olleiden pintavalutuskenttien pintaturpeen keskimääräiset fosforipitoisuudet olivat alle 1000 mg/kg (taulukko 21). Kaikilla kohteilla tapahtui kokonaisfosforin pidättymistä valumaveden virratessa pintavalutuskentällä. Kohteilta turvenäytteet oli otettu osittain hieman syvempää (0-30 cm kerros), kuin TuKos -hankkeen kohteilta (noin 0-10 cm kerros), jolloin analysoitu turpeen kokonaisfosforipitoisuus on todennäköisesti hieman pienempi kuin mitä se olisi, jos analyysi olisi tehty vain ylimmän 10 cm alueelta otetusta turpeesta (Postila ym. 2011). Ryhmittelemällä aineistoa siten, että mukaan otettiin vain hydraulisesti hyvin toimivat pintavalutuskentät, havaittiin tilastollisesti erittäin merkitsevä negatiivinen korrelaatio pintavalutuskenttien turpeen fosforipitoisuuden ja valumaveden kokonaisfosforin reduktioiden välillä ( $r_p = -0,869$ ,  $p_p < 0,01$  tai  $r_p = -0,892$ ,  $p < 0,01$ ). Fosforireduktioiden ja (Fe+Al+Mn/P) suhteen välillä ei havaittu yhteyttä. Tutkimuksessa mukana olleet hydraulisesti hyvin toimivat pintavalutuskentät pidättävät sitä paremmin fosforia mitä vähemmän sitä niiden turpeessa oli (taulukko 21). Hyvin hydraulisesti toimivilla pintavalutuskentillä turpeen

fosforipitoisuuksien vaikutusta valumaveden kokonaisfosforin pitoisuusreduktioihin (laskettu tavoilla 1 ja 2) tarkasteltiin regressiosovitusten avulla (kuva 41).

Taulukko 21. Koekohteet, fosforin pitoisuus turpeessa ja reduktiot kahdella tavalla laskettuna.

|        |                      | P            |              |              |    |
|--------|----------------------|--------------|--------------|--------------|----|
|        |                      | turpeessa    | P red. 1 [%] | P red. 2 [%] |    |
|        |                      | [mg/kg]      |              |              |    |
| Kaikki | Hydr. hyvin toimivat | Hankilanneva | 956          | 44           | 48 |
|        |                      | Korentosuo   | 836          | 44           | 48 |
|        |                      | Kuivastensuo | 738          | 43           | 49 |
|        |                      | Linnansuo    | 310          | 60           | 61 |
|        |                      | Nanhiansuo   | 248          | 69           | 71 |
|        |                      | Puutiosuo    | 672          | 62           | 63 |
|        |                      | Rajasuo      | 496          | 63           | 64 |
|        |                      | Ristineva    | 304          | 67           | 70 |
|        |                      | Rukoneva     | 924          | 49           | 52 |
|        |                      | Saariaapa    | 404          | 59           | 62 |
|        |                      | Vasamanneva  | 838          | 41           | 47 |
|        | Hormanneva           | 398          | 20           | 24           |    |
|        | Kynkäänsuo           | 744          | 24           | 29           |    |
|        | Saarineva            | 748          | 0            | 6            |    |
|        | Sarvanneva           | 624          | 38           | 42           |    |



Kuva 41. Valumaveden fosforireduktioiden ja pintavalutuskentän turpeen fosforipitoisuuden regressioyhtälöt. (Vasemmanpuoleisen yhtälön reduktiot ovat päivittäisten reduktioiden keskiarvoja, ja oikeanpuoleisen taas pitoisuuksien keskiarvojen reduktiota)



Yllä olevien yhtälöiden perusteella laskettiin, minkälaisilla turpeen fosforipitoisuuksilla saavutettaisiin keskimäärin tässä aineistossa tietty valumaveden kokonaisfosforin pitoisuusreduktio. Taulukosta nähdään, että mikäli turvetuottajalta edellytetään esimerkiksi 50 % reduktiota fosforinpuhdistuksessa, olisi tämän aineiston perusteella pintavalutuskentän pintaturpeessa saanut olla vähemmän kuin 700 – 800 mg/kg fosforia (taulukko 22). Jotta olisi saavutettu 80 % reduktio, olisi fosforia ollut regressioyhtälön perusteella turpeessa vain noin 50 mg/kg tai vähemmän. Käsiteltyssä aineistossa pienimmät pintaturpeen fosforipitoisuudet olivat kuitenkin noin 250 mg/kg ja keskimäärin fosforia oli pintavalutuskenttien turpeessa 616 mg/kg. Tutkimuksessa, jossa oli mukana 80 suota (ojittamattomia ja erikäisiä ojitettuja), karuilla ojittamattomilla ombrotrofisilla soilla turpeen fosforipitoisuudet olivat keskimäärin noin 400 mg/kg (vaihteluväli pieni) ja mesotrofisilla soilla noin välillä 500 – 1000 mg/kg (Laiho ym. 1999). Edellisten tulosten perusteella voidaan päätellä, että ojittamattomilta karuilta pintavalutuskentiltä voidaan odottaa suurimmillaan 60 – 70 % ja keskimäärin noin 50 - 60 % reduktioita. Enemmän ravinteita sisältävälle suolle perustetuilla pintavalutuskentillä yhtä hyviä reduktioita ei tämän tutkimuksen tulosten mukaan ole mahdollista saavuttaa. Tuloksesta ei voida varmasti päätellä, että suuret fosforipitoisuudet (yli 1000 mg/kg) tarkoittaisivat automaattisesti pieniä reduktiomahdollisuuksia, koska tutkimuksessa ei ollut mukana yli 1000 mg/kg fosforia sisältäviä turpeita.

Taulukko 22. Reduktioprosenttien edellyttämät fosforimäärät turpeessa kahdella eri reduktioiden laskentatavalla. Tulokset on laskettu regressiomallin avulla ja minimi ja maksimit ovat teoreettisia (vastaavia pitoisuuksia ei esiintynyt tutkitussa aineistossa).

| Valumaveden kokonaisfosforin reduktioprosentti | P (red. 1) | P (red. 2) |
|--|------------|------------|
| 10   | 1594       | 1870       |
| 20   | 1374       | 1607       |
| 30   | 1154       | 1343       |
| 40   | 934        | 1080       |
| 50   | 714        | 816        |
| 60   | 493        | 553        |
| 70   | 273        | 289        |
| 80   | 53         | 26         |

### 4.5.3 Johtopäätökset ja suositukset

Turvetuotannon vesiensuojelussa käytettävien pintavalutuskenttien kyky pidättää fosforia vaikuttaisi tutkimustulosten perusteella olevan riippuvainen pintavalutuskentän pintaturpeen fosforipitoisuudesta, jos vesi virtaa turvekerroksessa, eikä suuria oikovirtauksia esiinny. Tulosta voidaan hyödyntää esimerkiksi tilanteessa, jossa pintavalutuskentän sijoituspaikalle on useita vaihtoehtoja, tai pohditaan kannattaako uuden turvetuotantoalueen vesienpuhdistus hoitaa pintavalutuskentällä vai harkita muita vaihtoehtoja, ellei sopivaa paikkaa löydy. Turvenäytteiden perusteella voidaan myös arvioida tulevan pintavalutuskentän tehokkuutta valumaveden kokonaisfosforin puhdistuksessa. Suurimmillaan pintavalutuskentiltä voidaan tämän tutkimuksen perusteella odottaa 60 – 70 % reduktioita kokonaisfosforin puhdistuksessa. Fosforinpuhdistustulosten ennakoimiseksi kannattaisikin havaintojen perusteella kiinnittää mahdollisuuksien mukaan entistä enemmän huomiota pintavalutuskentän paikan valintaan hyvän hydraulisen toiminnan varmistamiseksi ja määrittää suunnitellun pintavalutuskentän paikan turpeen fosforipitoisuus.

Tutkimuksessa ei löytynyt pintavalutuskenttiä, joiden pintaturpeessa olisi keskimäärin yli 1200 mg/kg fosforia. Näin ollen Tukos- hankkeessa havaittua Fe+Al+Mn/P suhteen vaikutusta valumaveden fosforireduktioihin, ei voitu tarkastella. Tukos - hankkeen ohjeistus, jonka mukaan pintavalutus-



kenttä voi pidättää fosforia vedestä, jos sen turpeessa on 800 mg/kg tai vähemmän fosforia on yhteneväinen tämän tutkimuksen tuloksen kanssa. Näyttäisi kuitenkin, että pintavalutuskenttä voi pidättää fosforia valumavedestä, vaikka fosforipitoisuus turpeessa olisi suurempikin ( $< 1000$  mg/kg), jos pintavalutuskenttä toimii hydraulisesti hyvin. Jos pintavalutuskenttä rakennetaan pitkälle maatuneeseen turpeeseen tai ojitettuun turvemaahan, ei tässä tutkimuksen tuloksena saatua päättelyketjua voida käyttää, vaan on parempi käyttää Tukos- hankkeessa luotua ohjeistusta.

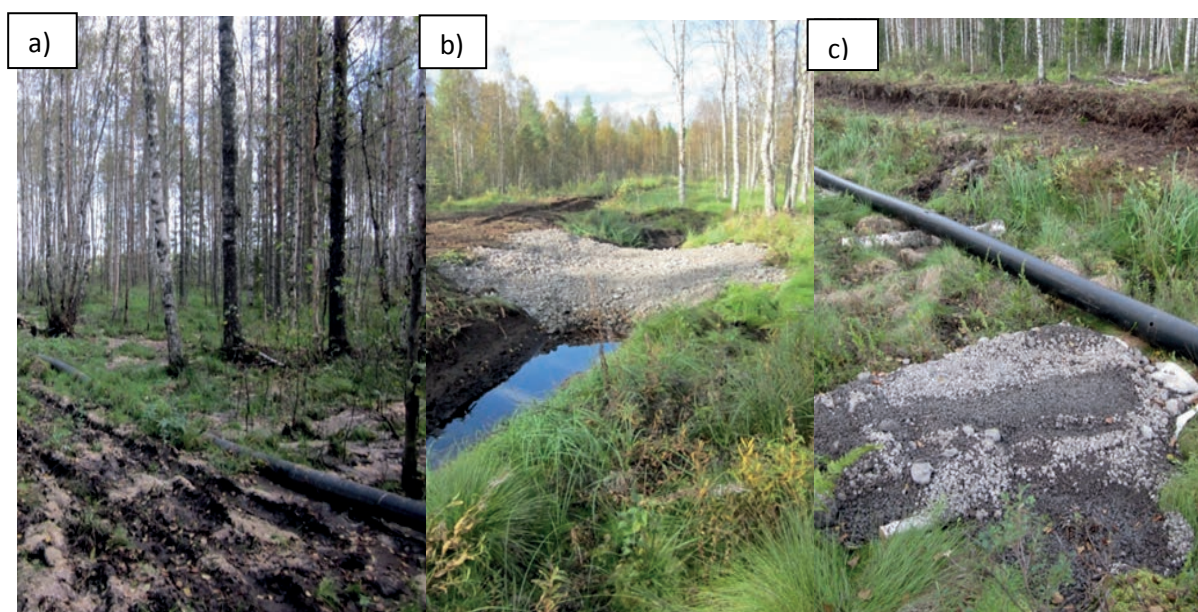
## 4.6 Pintavalutuskenttien puhdistustehokkuuden tehostamismahdollisuuksia sorptiomateriaalien avulla

Heini Postila & Anssi Karppinen

Tutkimuksissa on havaittu, että metsäojitetuille suoalueille rakennetuilla ojitetuilla pintavalutuskentillä erityisesti fosforin puhdistusteho saattaa olla tavallisia pintavalutuskenttiä heikompaa (Postila 2007, Postila ym. 2011). Työssä on tehty selvityksiä siitä, voidaanko sorptiomateriaaleja käyttämällä parantaa erityisesti fosfaattifosforin pidättymistä kosteikoille. Sorptiomateriaaleilla tarkoitetaan tässä yhteydessä adsorptiomateriaaleja, jotka voivat sitoa veden fosfaattifosforia pintaansa ja näin poistaa sitä valumavedestä.

Sekä laboratoriossa että maasto-olosuhteissa on testattu seuraavia materiaaleja: Phoslock®, Raahen Rautaruukin Oyj:n teräskuona ja Kemira Oyj:n CFH 12 -tuote. Laboratoriossa on tehty ravistelusta kolonnikokeita (Postila 2011). Maastossa sorptiomateriaalien käyttämättömyyksiä fosforin puhdistuksen tehostamiseksi kosteikolla testattiin kahden Vapo Oy:n hallinnoiman turvetuotantoalueen ojitetulla pintavalutuskentällä Äijönnevedellä ja Saarinevedellä (ks. liite 1). Äijönneveden pohjoispuolen osalle asetettiin TuKos-projektin aikana elo-syyskuun 2011 vaihteessa Phoslock® tuotetta sekä teräskuonaa. Phoslock® (1000 kg) oli tarkoitus levittää yhdelle sarkavälille hyvin tasaisesti, niin että se olisi yksittäisinä rakeina. Näin oli tarkoitus toimia, jotta savesta koostuvat rakeet eivät kovettu kasoiksi vaan olisivat mahdollisimman hyvin kontaktissa valumaveden kanssa, ja voisivat pidättää siitä fosfaattifosforia. Ideaa ei kuitenkaan saatu välitettyä levityksen toteuttajille riittävän hyvin, vaan materiaali oli pääasiassa lapioiduissa kasoissa (kuva 42a).

Teräskuonan raekoosta 10–80 mm rakennettiin sorptiosuotimet (3 kpl) keräilyjojaan (kuva 42b). Suodinmateriaalien alle ojanpohjalle asetettiin suodatinkangas, suotimien pituus oli noin 6–7 metriä ja materiaalia suotimissa oli yhteensä noin 140 tonnia. Teräskuonan raekokoa 7–15 mm asetettiin yhden jakoputken reikien kohdalle kasoiksi (kuva 42 c) yhteensä noin 10 tonnia. Maastoon levitetyt materiaalit olivat eri raekokoa kuin laboratoriossa testatut 10–20 mm ja 3–10 mm, koska testattuja raekokoja ei saatu suurissa määrin tilattua maastotestejä varten. Saarineveden maastotutkimuksissa adsorptiomateriaalia (CFH 12) sekoitettiin huokoisen pintaturpeen joukkoon ja sekoituksesta rakennettiin suodinpaatoja ojiin kosteikon ala- ja yläosiin (kuva 43).



Kuva 42. Phoslock®, b) Teräskuona (10–80 mm), c) Teräskuona (7–15 mm). Kuvat: Heini Postila



Kuva 43. Saarinevan kosteikon pintaturpeella ja adsorptiomateriaalilla tukittuja ojia. Kuva: Anssi Karppinen.

Laboratoriokokeissa on saatu lupaavia tuloksia fosfaattifosforin poistokyvystä (Postila ym. 2011). Tämänhetkisinä tiedoilla mikään testatuista menetelmistä ei selkeästi lisää fosfaattifosforin puhdistusta maasto-olosuhteissa. Ongelmaksi havaittiin mm. liian lyhyt viipymä (Äijönnevan teräskuona sorptiosuodinpädot). Toisaalta vedenjohtavuuden pitää kuitenkin pysyä riittävän suurena, jotta vesi ei ohita rakennetta (Saarineva). Haasteena onkin mm. toimivan sijoituksen ja raekokoon saaminen maasto-olosuhteisiin. Haasteena ovat myös pienehköt tulevan veden fosfaattifosforin pitoisuudet esim. maatalouteen verrattuna (esim. Äijönnevilla ajoittain alle 35 µg/l). Jos jatkossa löydetään jostakin materiaalista optimaalinen, helposti ja kohtuukustannuksin, isoissa määrissä saatavissa oleva raekoko maasto-olosuhteisiin, voi tulevaisuudessa vielä löytyä lupaavia rakenteita. Rakenteessa viipymä ei saa olla liian lyhyt, ja vedenjohtavuuden pitää olla riittävän suuri, jotta vesi ei ohita rakennetta.

## 5 Kemiallisen vesienkäsittelyn edut, haitat ja mahdollisuudet

*Anssi Karppinen, Elisangela Heiderscheidt, Mirkka Hadzic ja Raimo Ihme*

## 5.1 Johdanto

Kemiallinen vesienkäsittely on yksi parhaista käyttökelpoisista tekniikoista (BAT), jolla voidaan puhdistaa turvetuotantoalueen valumavesiä (Turveteollisuusliitto 2010). Kemiallisen vedenkäsittelyn tarkoituksena on puhdistaa turvetuotantoalueelta tulevasta valumavedestä kiintoainetta, humusta ja ravinteita, lisäämällä käsiteltävään veteen koagulanttia. Turvetuotannossa on varsinaisen kemiallisen vesienkäsittelyn lisäksi käytössä erilaisia pienkemikalointi -menetelmiä. Näistä menetelmistä on seurattavuuksia lähes yksinomaan sulan maan ajalta, minkä vuoksi ne eivät vielä ole parasta käyttökelpoista tekniikkaa uusien tuotantoalueiden vesienkäsittelyssä (Ympäristöministeriö 2013). Pienkemikaloinnissa turvetuotantoalueelta tulevaan valumaveteen lisätään kiinteää ferrisulfaattia, joka koostuu pääasiassa raudasta ja sulfaatista. Vedenpuhdistusreaktiossa rauta reagoi käsiteltävässä vedessä olevan yhdisteiden (mm. DOC ja fosfaattifosfori) kanssa muodostaen raskaampia partikkeleita, jotka laskeutetaan selkeytysaltaaseen.

Kemiallisen vesienkäsittelyn avulla voidaan valumavedestä poistaa tehokkaasti humusyhdisteitä, joita ei juurikaan saada poistettua muilla turvetuotannon käytössä olevilla vesienkäsittelymenetelmillä. Kiintoaineen ja kokonaisfosforin poistumat kemiallisessa vesienkäsittelyssä ovat olleet hyviä. Menetelmä ei kuitenkaan vaikuta liukoisen epäorgaanisen typen pitoisuuteen valumavedessä. Vuosien 2003–2011 turvetuotannon tarkkailutulosten mukaan, keskimääräinen kesäaikainen kemiallisen vesienkäsittelyn puhdistusteho on ollut kiintoaineella 28–72 %, kokonaisfosforilla 79–89 %, kokonaistypellä 37–42 % ja kemiallisella hapenkulutuksella 74–83 % (Ympäristöministeriö 2013).

Tämän osatutkimuksen tavoitteena oli verrata pienkemikalointia turvetuotannossa käytössä olevaan perinteiseen kemialliseen käsittelyyn ja pintavalutukseen, sekä selvittää kemiallisen käsittelyn mahdollisia haittavaikutuksia. Selvitettiin myös orgaanisten polymeerien käyttömahdollisuuksia koagulanttina sekä käsiteltävän veden laadun ja prosessiparametrien varioinnin vaikutuksia kemiallisen käsittelyn toimintaan. Lisäksi tutkittiin apuflokkulantin käyttömahdollisuuksia kemiallisessa käsittelyssä.



## 5.2 Kemiallisen vesienkäsittelyn edut ja haitat

*Anssi Karppinen, Mirkka Hadzic ja Raimo Ihme*

Tässä osatutkimuksessa seurattiin kahden pienkemikalointi -yksikön toimintaa, joissa kiinteä kemikaali (Ferix-3) annosteltiin käsiteltävään veteen pumppaamon yhteydessä olevasta siilosta ruuvikuljetimella. Navettarimmen kohdealueella annostelu tapahtui sekoituskaivoon ja Tunturisuolla pumppukaivoon. Kemikaalin annosmäärää säädettiin Navettarimmellä manuaalisesti ja Tunturisuolla käytetty vakioannostelu perustui TuVeKu -hankkeen tuloksiin. Osatutkimuksen tavoitteena oli tutkia pienkemikaloinnin aiheuttamia vaikutuksia käsiteltävän veden laatuun sekä alapuolisten ojien veden laatuun sekä arvioida kemiallisen vesienkäsittelyn mahdollisia haittavaikutuksia ja saavutettuja puhdistustuloksia. Lisäksi verrattiin käsittelyn tehokkuutta pintavalutuskenttiin ja perinteiseen turvetuotannon kemialliseen vesienkäsittelyyn.

Kemiallisessa vesienkäsittelyssä käytetty rautasulfaatti laskee käsitellyn veden pH:ta, joka voi ajoittain olla hyvinkin matala. Happamuus voi aiheuttaa suoria ja epäsuoria haitallisia vaikutuksia vesieliöstölle ja -ekosysteemin rakenteelle ja toiminnalle. Happamuus lisää lisäksi metallien myrkyllisten olomuotojen esiintymistä sekä metallien ja liuenneiden humusaineiden biosaatavuutta. Happamissa olosuhteissa esimerkiksi kalojen ionitasapainon säätely häiriintyy (Keinänen ym. 2000), ja vedessä oleva liukoinen alumiini pahentaa näitä vaikutuksia. Happamuuden tyypillisiä vesiekologisia vaikutuksia ovat mm. yksilömäärien lasku, lajiston köyhtyminen herkimpien lajien katoamisen vuoksi ja ikärakenteen muutokset lisääntymisen heikentymisen johdosta. Etenkin äkilliset happamuusmuutokset alumiini- ja/tai rautapitoisessa vedessä voivat aiheuttaa kalakuolemia. Matalissa pH-arvoissa alumiinin mobilisoituminen vaikuttaa myös pohjaeläinten runsauteen ja levinneisyyteen (Meriläinen 1989; Fäلتmarsch ym. 2008).

### 5.2.1 Aineisto ja menetelmät

Pienkemikaloinnin puhdistustuloksia ja vaikutuksia käsiteltävän veden laatuun tutkittiin Navettarimmellä vuonna 2012 (16.5. - 10.10.) ja Tunturisuolla vuonna 2013 (19.6. - 10.10.) tehdyn vedenlaadun seurannan perusteella. Vesinäytteitä otettiin seurantajaksojen aikana pääsääntöisesti viikoittain vesienkäsittelykohteiden ylä- ja alapuolelta. Näytteistä määritetyistä vedenlaatumuuttujista tarkasteltiin sulfaattia ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), rautaa (Fe), alumiinia (Al), mangaania (Mn), sinkkiä (Zn), kiintoainetta (karkea ja hieno), kiintoaineen hehkutusjäännöstä, kokonaisfosforia (kok.P), fosfaattifosforia ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ), kemiallista hapenkulutusta ( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ) ja liukoisen orgaanisen hiilen pitoisuuksia (DOC) sekä sameutta ja alkaliniteettia (vain Tunturisu). Käsiteltävän veden pH:ta seurattiin jatkuvatoimisesti käsittelyiden ylä- ja alapuolella. Turvetuotantoalueiden alapuolisissa ojissa (Tunturioja ja Kotioja) vedenlaatua seurattiin Biologisten tarkkailumenetelmien kehittäminen turvemaiden käytön vaikutusten arviointiin (BioTar) – hankkeen toimesta (Karjalainen ym. 2015 käsikirjoitus). Biotar -hankkeen tuloksien avulla pyrittiin selvittämään pienkemikaloinnin vaikutuksia tuotantoalueiden alapuolella olevien vesimuodostumien vedenlaatuun.

Pienkemikaloinnin puhdistustehoa verrattiin Vapo Oy:n muiden kemiallisten käsittelyiden puhdistustuloksiin, joiden tiedot saatiin Vapolta. Puhdistustehoa verrattiin myös Vapo Oy:n pintavalutus kenttien puhdistustehoon. Pintavalutus kenttien puhdistustehon osalta hyödynnettiin tässä tutkimuksessa tarkkailtujen kenttien puhdistustuloksia (kappale 4.2), sekä lisäksi samaa aineistoa jolla tutkittiin pintavalutus kenttien rakennetekijöiden vaikutusta puhdistustehoon (kappale 4.4). Pienkemikalointikohteista lähtevän veden pitoisuuksia verrattiin lisäksi happamilla sulfaattimailla sijaitsevien turvetuotantoalueiden lähtevän veden pitoisuuksiin soveltuvin osin (SuHE- hanke, Hadzic ym. 2014).



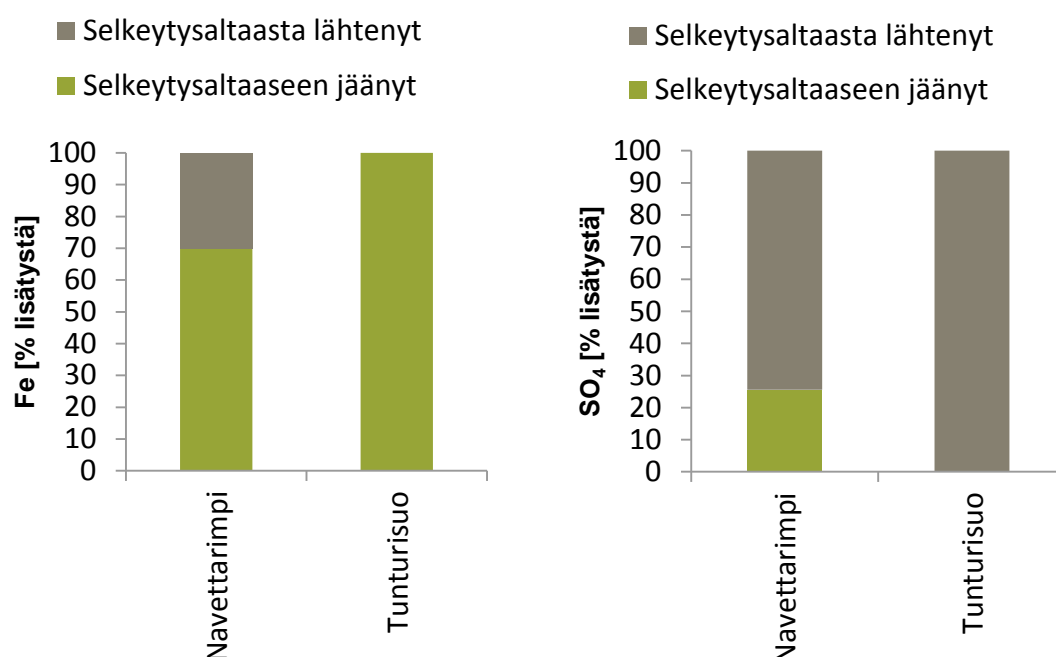
## 5.2.2 Tulokset ja niiden tarkastelu

### 5.2.2.1 Pienkemikaloinnin vaikutukset käsiteltävän veden ja turvetuotannon alapuolisten, vedet vastaanottavien uomien veden laatuun

#### Rauta ja sulfaatti

Suurin osa pienkemikaloinnissa lisätystä raudasta reagoi käsitellyn veden sisältämän orgaanisen aineksen ja liukoisen fosfaatin kanssa muodostaen flokkeja, ja sedimentoitui kemiallisen käsittelyn jälkeisen selkeytysaltaan pohjalle. Navettarimmella keskimäärin 70 % ja Tunturisuolla keskimäärin noin 99 % lisätystä raudasta reagoi ja laskeutui selkeytysaltaaseen (kuva 44). Kemiallisessa käsittelyssä lisätty sulfaatti taas ei laskeutunut vaan huuhtoutui suurimmaksi osaksi alueilta lähtevän valumaveden mukana. Navettarimmella lisätystä sulfaatista jäi laskeutusaltaaseen keskimäärin 26 % ja Tunturisuolla käytännössä kaikki lisätty sulfaatti kulkeutui laskeutusaltaasta eteenpäin (rakenteelta huuhtoutui keskimäärin 112 % lisätystä sulfaatista) (kuva 44).

Sulfaatin pidäytyminen Navettarimmen laskeutusaltaaseen johtui todennäköisesti kemikaalin huonosta sekoittumisesta käsiteltävään veteen, jolloin osa kemikaalista sedimentoitui altaan pohjaan reagoimatta orgaanisen aineksen kanssa. Kemiallisen käsittelyn vaikutuksesta käsitellyn veden pH oli myös ajoittain hyvin hapanta, mikä saattoi aiheuttaa Navettarimmella sulfaatin kompleksin muodostusta ja sitä kautta edesauttaa sulfaatin laskeutumista.



Kuva 44. Pienkemikaloinnissa lisätyn raudan (Fe) ja sulfaatin (SO<sub>4</sub>) selkeytysaltaaseen jääneen ja selkeytysaltaasta lähteneen osuudet (%) Navettarimmella ja Tunturisuolla.

Vesienkäsittelykohteilta lähtevän veden sulfaatin mediaanipitoisuus oli Tunturisuolla 42 mg/l ja Navettarimmella 26 mg/l. Lähtevän veden sulfaattipitoisuudet olivat huomattavasti korkeampia kuin koko Suomen latvapuroaineistosta määritetty ja taustapitoisuutena Suomessa pidetty 3,5 mg/l (Lahermo ym. 1996). Navettarimmen alapuolisella Kotiojalla veden sulfaattipitoisuus oli taustapitoisuuden tasolla ja Tunturisuon alapuolisella Tunturiojalla sulfaattipitoisuudet olivat hieman koholla (taulukko 23). Tunturiojassa veden sulfaattipitoisuus oli kesäkuun alussa ennen käsittelyn käynnistämistä

4,4 mg/l, joka on taustapitoisuuden tasolla, joten kemiallinen vesienkäsittely on todennäköisesti nostanut sitä.

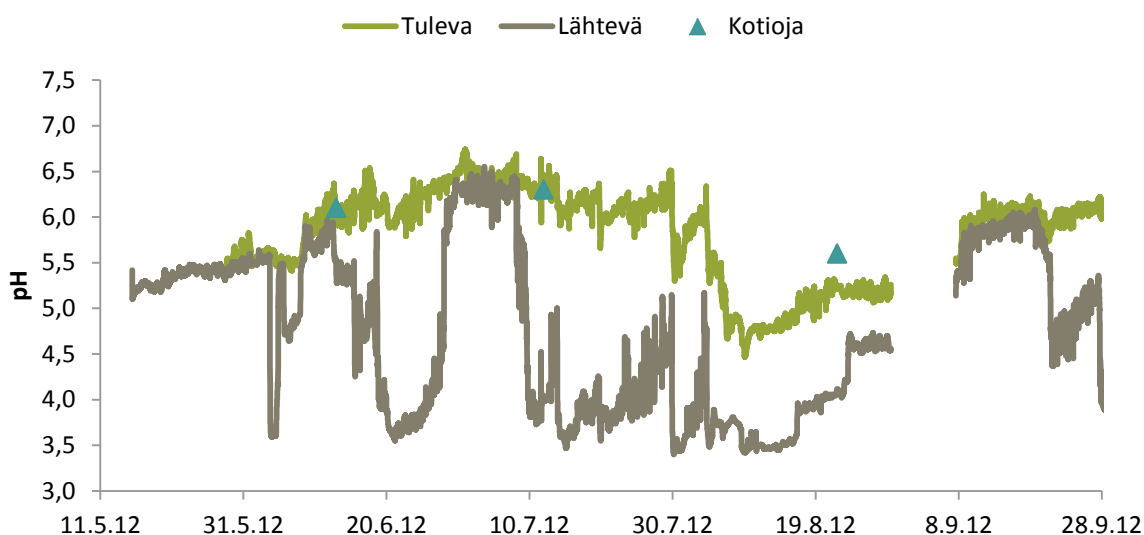
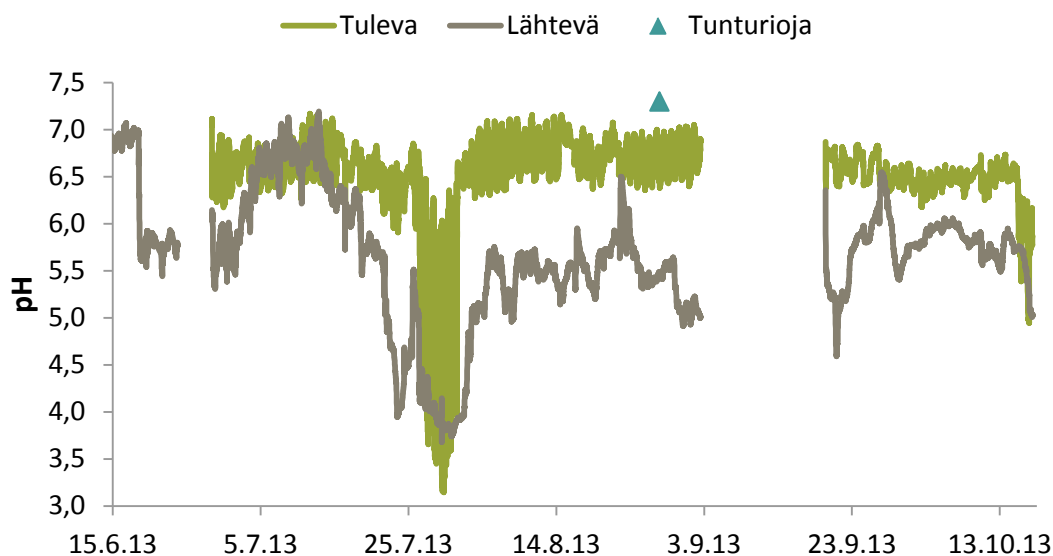
Lähtevän veden rautapitoisuuden mediaani oli Tunturisuolla 3300 µg/l ja Navettarimmellä 7000 µg/l. Tunturisuon alapuolisessa Tunturiojassa rautapitoisuus (mediaani 4450 µg/l) oli pienempi kuin Navettarimmen alapuolisessa Kotiojassa (mediaani 6800 µg/l) ja suurempi kuin Tunturisuolta lähtevässä vedessä, joka viittaa siihen, että Tunturisuon alapuoliselle seurantapisteelle tulee rautapitoista vettä myös muusta maankäytöstä kuin Tunturisuon turvetuotantoalueelta. Kotiojan rautapitoisuus oli samaa tasoa kuin Navettarimmeltä lähtevän veden rautapitoisuus.

Taulukko 23. Tunturisuon ja Navettarimmen alapuolisten tarkkailupisteiden veden kiintoaineen (1,2 µm ja 0,4 µm), kokonaisfosforin, sulfaatin, raudan, alumiinin, mangaanin ja sinkin pitoisuuksien keskiarvot ja kemiallinen hapenkulutus sekä taustapitoisuuksia Suomessa (Lahermo ym. 1996).

|                                | SS 1,2 µm<br>[mg/l] | SS 0,4 µm<br>[mg/l] | COD<br>[mg/l] | Kok. P<br>[µg/l] | SO <sub>4</sub><br>[mg/l] | Fe<br>[µg/l] | Al<br>[µg/l] | Mn<br>[µg/l] | Zn<br>[µg/l] |
|--------------------------------|---------------------|---------------------|---------------|------------------|---------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Tunturioja<br>(Tunturisuon ap) | 11                  | 16                  | 10            | 143              | 11                        | 4450         | 120          | 280          | 10,5         |
| Kotioja<br>(Navettarimpi ap)   | 17                  | 21                  | 36            | 65               | 4                         | 6800         | 483          | 157          | 11           |
| Taustapitoisuus                |                     |                     |               |                  | 3,5                       | 680          | 95           | 29           | 3,6          |

### Veden happamuus

Kemiallinen käsittely rautakemikaalilla laskee käsitellyn veden pH:ta, ajoittain hyvinkin happamaksi. Veden pH:n lasku on riippuvainen käsiteltävän veden alkaliniteetista eli kyvystä vastustaa happamuutta ja annostellun rautasulfaatin määrästä. Navettarimmellä kemiallinen käsittely laskee valumaveden pH:ta enemmän kuin Tunturisuolla. Toisaalta myös tulevan veden pH oli Navettarimmellä matalampi kuin Tunturisuolla (kuva 45). Tunturisuolla kemialliseen käsittelyyn tulevan veden pH oli heinä-elokuun vaihteessa hyvin matala johtuen takaiskuventtiilin vuodosta (käsiteltyä vettä valui takaisin pumppualtaaseen, jolloin samaa vettä käsiteltiin useaan kertaan). Takaiskuventtiilin vuotoaikaan lukuun ottamatta Tunturisuon lähtevän veden pH pysyi pääasiassa yli pH 5,0:n. Navettarimmen lähtevän veden pH kävi taas usein alle 4,0:n. Takaiskuventtiilin vuoto toistui Tunturisuolla myös juuri ennen seurannan päättymistä. Navettarimmen jatkuvatoimisesta pH -arvojen seurannasta voidaan havaita selkeästi annostelun vaikutus käsiteltävän veden pH -arvoon. Datasta havaitaan myös annostelussa olleet tauot, jotka johtuivat joko sähkövioista tai kemikaalin loppumisesta annostelijassa. Pienempi annosmäärä vaikuttaa pH-arvoon vähemmän kuin suuri ja jos pH ei ole muuttunut käsittelyn aikana, ei kemikaalia ole syötetty.



Kuva 45. Tunturisuon (ylempi kuva) ja Navettarimmen (alempi kuva) valumaveden pH ennen (tuleva) ja jälkeen (lähtevä) kemiallisen käsittelyn, sekä kohteiden alapuolisten (Tunturioja ja Kotioja) tarkkailupisteiden hetkelliset pH-arvot.

Sekä Tunturisuon että Navettarimmen alapuolisessa vedenlaadun seurantapisteessä (Tunturioja ja Kotioja) veden pH pysyi hyvällä tasolla kemiallisesta käsittelystä huolimatta (kuva 45). Kotiojan veden pH oli kuitenkin laskenut, kun Navettarimmeltä oli pidemmän aikaa tullut ojaan hyvin hapanta (pH 3,5-4,0) valumavettä kesällä 2012. Toisaalta Kotiojan veden pH näyttää seuraavan käsittelyyn tulevan veden pH-arvoa. Tunturiojasta pH mittauksia oli seuranta-ajalta vain yksi ja Kotiojasta kolme, joten varmoja johtopäätöksiä ojien veden pH muutoksien syistä ei voi tehdä.

#### Muut metallit

Tunturisuon pienkemikaloinnin alumiinin puhdistusteho oli huomattavasti parempi kuin Navettarimmen (taulukko 24) huolimatta käsittelyyn tulevan veden alumiinipitoisuuksien pienuudesta. Alumiinin taustapitoisuutena Suomessa on pidetty 95 µg/l (Lahermo ym. 1996), joka ylittyi molemmilla kohteilla kemialliseen käsittelyyn tulevassa vedessä. Taustapitoisuus on määritetty suodatetuista (0,45 µm) vesinäytteistä, ja tässä esitetyt alumiinitulokset suodattamattomista vesinäytteistä, joten pitoisuudet

eivät ole täysin verrannollisia keskenään. Tunturisuolla valumaveden alumiinipitoisuus (keskiarvo 19 µg/l) oli kuitenkin kemiallisen käsittelyn jälkeen selvästi alle taustapitoisuuden. Navettarimmelläkin kemiallinen käsittely vähensi veden alumiinipitoisuutta ja käsittelyn jälkeen se oli keskimäärin 339 µg/l. Tunturisuon alapuolisessa Tunturiojassa veden alumiinipitoisuus oli seuranta-aikana keskimäärin 120 µg/l ja Navettarimmen alapuolisessa Kotiojassa 483 µg/l (taulukko 23). Tunturiojan pitoisuus oli huomattavasti Tunturisuolta lähtevän veden pitoisuutta suurempi, joka viittaisi siihen, että pisteelle tulee Tunturisuon valumavesien lisäksi alumiinikuormitusta myös muusta maankäytöstä.

Valumaveden mangaanipitoisuus lisääntyi Navettarimmellä kemiallisen käsittelyn seurauksena (taulukko 24). Valumaveden mangaanipitoisuudet olivat molemmilla kohteilla jo kemialliseen käsittelyyn tulevassa vedessä huomattavasti mangaanin taustapitoisuuksia suurempia. Mangaanin taustapitoisuutena Suomessa on pidetty 29 µg/l (Lahermo ym. 1996). Taustapitoisuus on määritetty suodatetuista (0,45 µm) vesinäytteistä ja tässä esitetyt mangaanitulokset suodattamattomista vesinäytteistä, joten pitoisuudet eivät ole täysin verrannollisia keskenään. Tunturisuon alapuolisessa Tunturiojassa mangaanipitoisuus oli keskimäärin 280 µg/l ja Navettarimmen alapuolisessa Kotiojassa 157 µg/l (taulukko 23).

Tunturisuolla kemialliseen käsittelyyn tulevan veden sinkkipitoisuus (4,0 µg/l) oli taustapitoisuuden (3,6 µg/l, Lahermo ym. 1996) tasolla, mutta se kasvoi huomattavasti käsittelyn aikana. Syy merkittävälle negatiiviselle reduktiolle lieenee käytetyn kemikaalin sisältämissä sinkkijäätimissä. Navettarimmen valumaveden sinkkipitoisuus ei juuri muuttunut veden kemiallisen käsittelyn aikana (taulukko 24). Myös sinkin taustapitoisuudet oli määritetty suodatetuista (0,45 µm) vesinäytteistä ja tässä tulokset suodattamattomista vesinäytteistä, joten pitoisuudet eivät ole täysin verrannollisia keskenään. Kemiallisesta käsittelystä lähtevän veden sinkkipitoisuus oli Navettarimmellä 24 µg/l ja Tunturisuolla 57 µg/l (taulukko 24), jotka olivat huomattavasti taustapitoisuuksia suurempia. Tunturiojassa sinkkipitoisuus oli 10,5 µg/l ja oli samalla tasolla kuin Navettarimmen alapuolisessa Kotiojassakin (11,0 µg/l) (taulukko 23).

Happamissa olosuhteissa monet metallit ovat liukoisia ja siksi eliöstölle myrkyllisimmillään (Nystrand & Österholm 2013) Esimerkiksi alumiini on monien tutkimusten mukaan myrkyllisintä vesieliöstölle pH:ssa 4–5 (Vuori 2007). Metallien myrkyllisyysvaikutuksissa on luonnon olosuhteissa usein kyse niiden yhteisvaikutuksesta (Sutela ym. 2012). Tällöin useat metallit yhdessä esiintyessään lisäävät toistensa myrkyllisyysvaikutusta. Jotkut metallit myös vähentävät toistensa myrkyllisyyttä, mutta happamassa ympäristössä oleellista on tärkeimpien vaikuttavien metallien myrkyllisyyden pH-riippuvuus (Sutela ym. 2012). Tärkeimpinä metalleina kalojen kannalta voidaan pitää alumiinia, kuparia ja sinkkiä (Spry & Wiener 1991).

Taulukko 24. Alumiinin (Al), mangaanin (Mn) ja Sinkin (Zn) kokonaispitoisuuksien keskiarvot (µg/l) ennen (tuleva) ja jälkeen (lähtevä) kemikalointia Tunturisuolla ja Navettarimmellä.

|              |    | Al               |                   | Mn               |                   | Zn               |                   |
|--------------|----|------------------|-------------------|------------------|-------------------|------------------|-------------------|
|              | n  | Tuleva<br>[µg/l] | Lähtevä<br>[µg/l] | Tuleva<br>[µg/l] | Lähtevä<br>[µg/l] | Tuleva<br>[µg/l] | Lähtevä<br>[µg/l] |
| Tunturisuo   | 11 | 170              | 20                | 270              | 260               | 4                | 57                |
| Navettarimpi | 14 | 470              | 340               | 280              | 320               | 22               | 24                |

#### Kiintoaine ja sameus

Tunturisuolla sekä kemialliseen käsittelyyn tulevan veden kiintoainepitoisuudet olivat pääasiassa pieniä (karkea kiintoaine (< 1,2 µm) < 10 mg/l) että lähtevän veden kiintoainepitoisuudet olivat matalia (keskimäärin 9 mg/l (1,2 µm) ja 12mg/l (0,4 µm)). Navettarimmin koekohteella kiintoainepitoisuudet vaihtelivat voimakkaasti sekä ennen että jälkeen kemiallisen käsittelyn (keskimäärin 31 mg/l (1,2 µm) ja 43 mg/l (0,4 µm) (taulukko 25) ja olivatkin melko korkeita, mutta Navettarimmen alapuolisessa Kotiojassa kiintoainepitoisuudet olivat jo matalampia (karkea kiintoaine keskimäärin 17 mg/l). Myös

Tunturisuon alapuolisessa Tunturiojassa veden kiintoainepitoisuudet olivat Kotiojan tasoa (karkea kiintoaine keskimäärin 11 mg/l).

Kiintoaine kulkeutuu virran mukana ja laskeutuu hidasvirtaisten suvantopaikkojen pohjiin muuttaen pohjan olosuhteita. Veden korkeat kiintoainepitoisuudet voivat vaikuttaa kalojen ja pohjaeläinten kidusten toimintaan ja kalojen kutupaikkojen pohjan laatuun (Bash ym. 2001). Kiintoainepitoisuuden ollessa alle 25 mg/l ei sen pitäisi aiheuttaa merkittävää haittaa kalastolle. Seuratuissa turvetuotanto-alueiden alapuolisissa vesistöissä pitoisuusraja ei ylittynyt.

Taulukko 25. Koekohteiden kiintoaineen (1,2 ja 0,4 µm) ja sameuden minimi-, maksimi ja keskimääräiset pitoisuudet ja keskimääräiset reduktiot

|                   |         | Kiintoaine 1,2 µm [mg/l] |     |      |     |      | Kiintoaine 0,4 µm [mg/l] |      |     |      | Sameus [NTU] |      |     |      |
|-------------------|---------|--------------------------|-----|------|-----|------|--------------------------|------|-----|------|--------------|------|-----|------|
|                   |         | n                        | Min | Maks | Ka. | Red. | Min                      | Maks | Ka. | Red. | Min          | Maks | Ka. | Red. |
| Navetta-<br>rimpi | Tuleva  | 12                       | 7   | 86   | 34  |      | 8                        | 86   | 40  |      | 2            | 399  | 142 |      |
|                   | Lähtevä | 12                       | 7   | 50   | 31  | 10 % | 7                        | 110  | 43  | -6 % | 3            | 73   | 24  | 83 % |
| Tunturi-<br>suo   | Tuleva  | 11                       | 5   | 160  | 24  |      | 11                       | 190  | 40  |      | 10           | 120  | 29  |      |
|                   | Lähtevä | 11                       | 5   | 13   | 9   | 62 % | 11                       | 24   | 12  | 69 % | 3            | 29   | 8   | 73 % |

Hienojakoinen kiintoaine aiheuttaa sameutta veteen. Vaikka kemiallisessa käsittelyllä ei saatukaan aina kiintoaineen pitoisuuksia pieneneväksi, sameus kuitenkin yleensä pienenee käsittelyn aikana (taulukko 25). Tulos johtuu todennäköisesti siitä, että kemiallisen käsittelyn vaikutuksesta hienojakoinen kiintoaine muodostaa suurempia flokkeja, jolloin hienojakoisen kiintoaineen määrä ja sitä kautta sen aiheuttama sameus vähenee. Tunturisuolta lähtevän veden sameus oli keskimäärin 8 NTU ja Navettarimmeltä lähtevän veden sameus keskimäärin 24 NTU.

Veden sameus voi huonontaa veden valaistusolosuhteita ja sitä kautta muuttaa vesieläimien elinympäristöjä esimerkiksi vähentämällä vesikasvillisuutta, joka tarjoaa suojaa saalistukselta. Veden sameus myös rajoittaa kalojen näkökykyä, mikä voi vaikuttaa esimerkiksi näön varassa saalistavien kalojen, kuten ahvenen menestymiseen.

## Humus

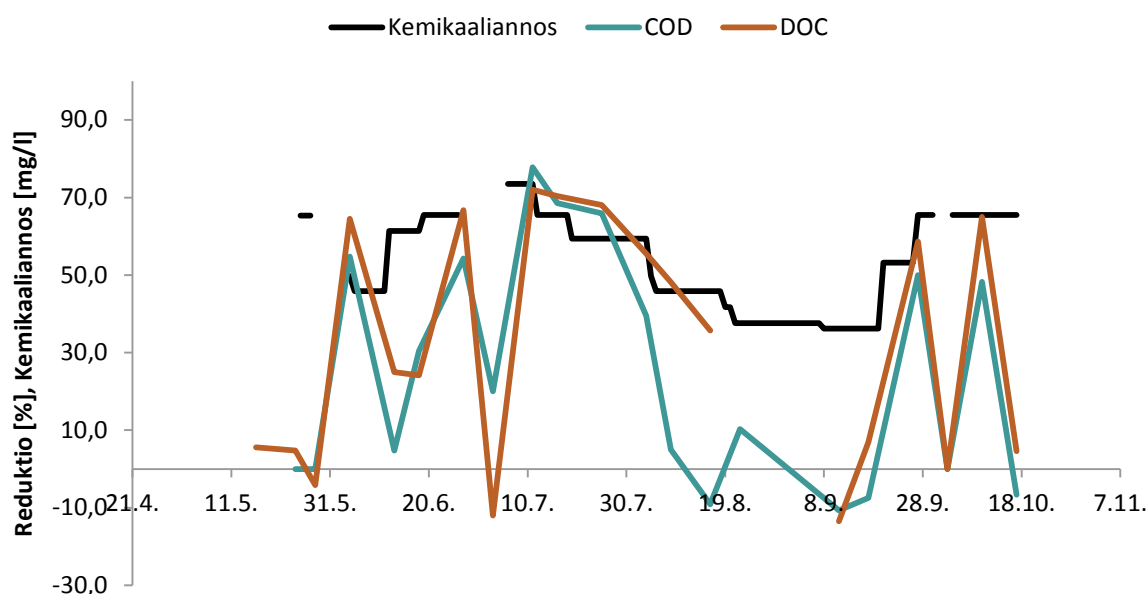
Humusta kuvaavista vedenlaatuominaisuuksista tarkasteltiin kemiallisen hapen kulutuksen (COD<sub>Mn</sub>) ja liukoisien orgaanisten hiilen (DOC) pitoisuuksia. Molemmilla kohteilla humusta kuvaavien vedenlaatuparametrien pitoisuudet pienenevät keskimäärin käsittelyn aikana (taulukko 26). Vesienkäsittelykohteesta lähtevän veden liukoisien orgaanisten hiilen pitoisuudet olivat Navettarimmellä keskimäärin 16 mg/l (vaihteluväli 8 - 42 mg/l) ja Tunturisuolla keskimäärin 5 mg/l (vaihteluväli 3 - 7 mg/l) (taulukko 26). Tunturisuon yksiköllä käsitellyt vedet olivat prosessin jälkeen vähähumuksisella tasolla ja Navettarimmen yksikön runsashumuksisella tasolla. Kemiallisen hapenkulutuksen arvoissa näkyvät myös orgaanisen kiintoaineen ja muiden hapattevien yhdisteiden poistumat (SFS 3036). Tuotantoalueiden alapuolisilla vedenlaadun seurantapisteillä kemiallinen hapenkulutus oli vedenkäsittelykohteilta lähtevän veden laatualueen tasolla (Tunturioja 10 mg/l ja Kotioja 36 mg/l) (taulukko 23).

Humusyhdisteet muodostavat metallien kanssa komplekseja, ja siten vähentävät niiden bio-saata-vuutta ja myrkyllisyyttä. Suuri osa (jopa 80 %) veden alumiinista voi olla sitoutuneena humushappoihin (Tiitinen 1981 ja Myllynen ym. 1997). Myös raudan ja mangaanin yhdisteet muodostavat muiden metallien kanssa komplekseja ja vaikuttavat siten muidenkin metallien bio-saata-vuuteen. Kemiallisen käsittelyn mahdollisesti aiheuttamista ympäristövaikutuksista humuksen vähentymisen ja metallien samanaikaisen lisääntymisen vuoksi pitäisikin edelleen selvittää.

Taulukko 26. Navettarimmen ja Tunturisuon liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) ja kemiallisen hapen kulutuksen (COD<sub>Mn</sub>) pitoisuuksien minimi (Min), maksimi (Maks) ja keskiarvo (Ka.) (mg/l) sekä keskimääräiset reduktiot (Red.).

|              |         | DOC [mg/l] |     |      |     |      | COD <sub>Mn</sub> [mg/l] |      |     |      |
|--------------|---------|------------|-----|------|-----|------|--------------------------|------|-----|------|
|              |         | n          | Min | Maks | Ka. | Red. | Min                      | Maks | Ka. | Red. |
| Navettarimpi | Tuleva  | 11         | 22  | 37   | 28  |      | 29                       | 56   | 41  |      |
|              | Lähtevä | 11         | 8   | 42   | 16  | 43 % | 9                        | 62   | 29  | 30 % |
| Tunturisuon  | Tuleva  | 11         | 9   | 15   | 11  |      | 10                       | 86   | 20  |      |
|              | Lähtevä | 11         | 3   | 7    | 5   | 54 % | 3                        | 10   | 6   | 71 % |

Annostelulla oli Navettarimmella suuri vaikutus orgaanisen hiilen puhdistustuloksiin (kuva 46). Yli 60 mg/l annostuksella saatiin yleisesti hyviä (> 50 %) reduktioita kemiallisen hapen kulutuksen (COD<sub>Mn</sub>) ja liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) puhdistuksessa. Jos annostusta pienennettiin, reduktiot huonontuivat nopeasti, jopa negatiivisiksi. Annostelun ja DOC:n reduktioiden välillä oli tilastollisesti erittäin merkitsevä korrelaatio ( $r_s = 0,65$ ,  $p < 0,01$ ) samoin kuin COD<sub>Mn</sub>:n reduktioiden ja annostelun välillä ( $r_s = 0,67$ ,  $p < 0,01$ ) ja DOC:n reduktion ja pH:n välillä ( $r_s = -0,8$ ,  $p < 0,01$ ). Puutteellisten sekoitusolosuhteiden vallitessa käsitellyn veden pH:lla näyttäisikin olevan suuri vaikutus saavutettuihin puhdistustuloksiin.



Kuva 46. Annostelun vaikutus humusaineiden reduktioon Navettarimmella.

## Ravinteet

Ravinteista tässä tutkimuksessa tarkasteltiin kokonaisfosforin ja fosfaattifosforin pitoisuuksia. Tunturisuolta lähtevä valumavesi oli vielä kemiallisen käsittelyn jälkeenkin hyvin fosforipitoista (taulukko 27). Tunturisuon maaperässä on vivianiittia (rauta-fosfaattia), joka selittää valumaveden korkean fosforipitoisuuden. Navettarimmen kemiallisesta käsittelystä lähtevän veden fosfaattifosforipitoisuudet olivat suurimmaksi osaksi Tunturisuota matalampia. Navettarimmella käsittelystä lähtevässä vedessä fosforipitoisuuksissa oli kuitenkin enemmän vaihtelua kuin Tunturisuolla ja korkeitakin pitoisuuspiikkejä esiintyi (taulukko 27). Lähtevän veden kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvo oli sekä Tunturisuolla että Navettarimmella noin 70 µg/l.



Taulukko 27. Koekohteiden kokonaisfosforin ja fosfaattifosforin minimi-, maksimi ja keskimääräiset pitoisuudet ennen ja jälkeen käsittelyn sekä keskimääräiset reduktiot.

|              |         | Kok. P [µg/l] |      |       |     | PO4-P [µg/l] |      |      |     |      |
|--------------|---------|---------------|------|-------|-----|--------------|------|------|-----|------|
|              |         | n             | Min. | Maks. | Ka. | Red.         | Min. | Maks | Ka. | Red. |
| Navettarimpi | Tuleva  | 14            | 69   | 230   | 114 |              | 6,0  | 140  | 45  |      |
|              | Lähtevä | 14            | 12   | 240   | 70  | 38 %         | 3    | 150  | 33  | 25 % |
| Tunturisuon  | Tuleva  | 9             | 170  | 1700  | 403 |              | 150  | 1400 | 343 |      |
|              | Lähtevä | 9             | 27   | 110   | 70  | 83 %         | 20   | 88   | 51  | 85 % |

Tunturisuon alapuolisessa Tunturiojassa kokonaisfosforipitoisuus oli keskimäärin 143 µg/l (taulukko 23), joka oli kaksinkertainen Tunturisuon kemiallisesta käsittelystä lähtevään pitoisuuteen nähden (taulukko 27). Navettarimmen alapuolisessa Kotiojassa kokonaisfosforipitoisuus oli keskimäärin 65 µg/l, joka oli samaa tasoa kuin Navettarimmen kemiallisesta käsittelystä lähtevä pitoisuus (kok. P 70 µg/l).

#### 5.2.2.2 Pienkemikaloinnin toiminnan vertailu varsinaiseen kemialliseen vesienkäsittelyyn ja pintavalutuskenttiin

Vesienkäsittelyrakenteelta lähtevän veden rautapitoisuuden mediaani oli Tunturisuolla 3300 µg/l ja Navettarimmella 7000 µg/l (taulukko 28). Navettarimmen rautapitoisuus oli hieman matalampi kuin Vapo Oy:n muista, varsinaisista kemiallisista käsittelyistä lähtevän veden pitoisuudet keskimäärin (mediaani 8200 µg/l) ja Tunturisuon pitoisuus noin puolet siitä. Kemiallisen vesienkäsittelyn jälkeiset rautapitoisuudet olivat korkeampia kuin pintavalutuskentällisiltä tuotantoalueilta lähtevästä vedestä määritetyt pitoisuudet (mediaani 1300 µg/l). Kemiallista käsittelyä hyödyntävien kohteiden pintavalutuskentällisiä kohteita suuremmat rautapitoisuudet johtuvat osittain kemiallisessa käsittelyssä veteen lisätyn raudan jäämistä. Lisäksi pintavalutuskenttien on havaittu vähentävän humuksen rautapitoisuutta, sekä pidättävän rautapitoista kiintoainetta (Ihme 1991a). Ilmiö havaittiin myös tässä hankkeessa ja siitä on kerrottu enemmän raportin luvuissa 4.2 ja 4.3.

Vesienkäsittelykohteilta lähtevän veden sulfaattipitoisuuden mediaani oli Tunturisuolla 42,0 mg/l ja Navettarimmella 26 mg/l (taulukko 28). Sulfaattipitoisuuksia ei ollut määritetty pintavalutuskenttien tai varsinaisten kemiallista vesienkäsittelyä hyödyntävien turvetuotantoalueiden alapuolelta. Sulfaattimailla sijaitsevien turvetuotantoalueiden lähtevän veden sulfaattipitoisuuksien mediaani oli 71,7 mg/l, joka oli suurempi kuin pienkemikalointi -kohteilta mitatut pitoisuudet (Hadzic ym. 2014).

Taulukko 28. Tunturisuon ja Navettarimmen vesienkäsittelykohteilta lähtevän veden sulfaatti- (mg/l) ja rautapitoisuuden mediaanit (µg/l) verrattuna lähtevän veden pitoisuuksiin Vapon muilla kemikalointikohteilla ja pintavalutuskentällisillä tuotantoalueilla. Pintavalutuskentällisten tuotantoalueiden aineisto on sama kuin kappaleessa 4.4 käytetty aineisto.

|   | n    | SO <sub>4</sub><br>[mg/l]<br>Mediaani | Fe [µg/l]<br>Mediaani |
|---|------|---------------------------------------|-----------------------|
| Tunturisuon lähtevä                     | 10   | 42                                    | 3300                  |
| Navettarimpi lähtevä                    | 14   | 26                                    | 7000                  |
| Muilta kemikalointikohteilta lähtevä    | 461  | -                                     | 8200                  |
| Turvetuotantoalueilta HS-mailla lähtevä | 156  | 72                                    | 6300                  |
| Pintavalutuskentiltä lähtevä            | 1382 | -                                     | 1300                  |

Veden pH minimi ja mediaani oli tutkituilla pienkemikalointi -kohteilla korkeampi kuin Vapon muilla, varsinaisilla, kemiallista käsittelyä hyödyntävillä kohteilla tai happamilla sulfaattimailla sijaitsevilla tuotantoalueilla. Tunturisuon kemiallisesti käsitellyn veden pH mediaani oli samaa tasoa pintavalutuskentiltä lähtevän veden pH mediaanin kanssa (taulukko 29).

Taulukko 29. Tunturisuon ja Navettarimmen vesienkäsittelyrakenteelta lähtevän veden pH verrattuna Vapon muilta, varsinaista kemiallista käsittelyä käyttäviltä kohteilta, ja pintavalutuskentällisillä tuotantoalueilla. Pintavalutuskentällisten tuotantoalueiden aineisto on sama kuin kappaleessa 4.4 käytetty aineisto.

|   | n     | pH     |         |          |
|---|-------|--------|---------|----------|
|   |       | Minimi | Maksimi | Mediaani |
| Tunturisuon lähtevä                     | 14702 | 3,7    | 7,2     | 5,7      |
| Navettarimpi lähtevä                    | 21992 | 3,4    | 6,6     | 4,7      |
| Muilta kemikalointikohteilta lähtevä    | 498   | 2,5    | 7,5     | 3,6      |
| Turvetuotantoalueilta HS-mailla lähtevä | 179   | 2,8    | 7,1     | 4        |
| Pintavalutuskentiltä lähtevä            | 1382  | 3,3    | 7,5     | 5,3      |

Tunturisuon pienkemikaloinin kiintoaineen puhdistustulos oli parempi kuin Vapon muiden kemiallisten käsittelyiden tulokset (kuva 47 ja taulukko 30). Tunturisuon pienkemikalointi poisti hienoa (0,4 µm) kiintoainetta ojitettuja ja ojittamattomia pintavalutuskenttiä paremmin, ja karkean (1,2 µm) kiintoaineen puhdistustehot olivat samalla tasolla kuin pintavalutuskentillä (kuva 47). Navettarimmen pienkemikalointi poisti kiintoainetta käsiteltävästä vedestä heikosti, ja hienon kiintoaineen osalta puhdistusteho oli negatiivinen (kuva 47).

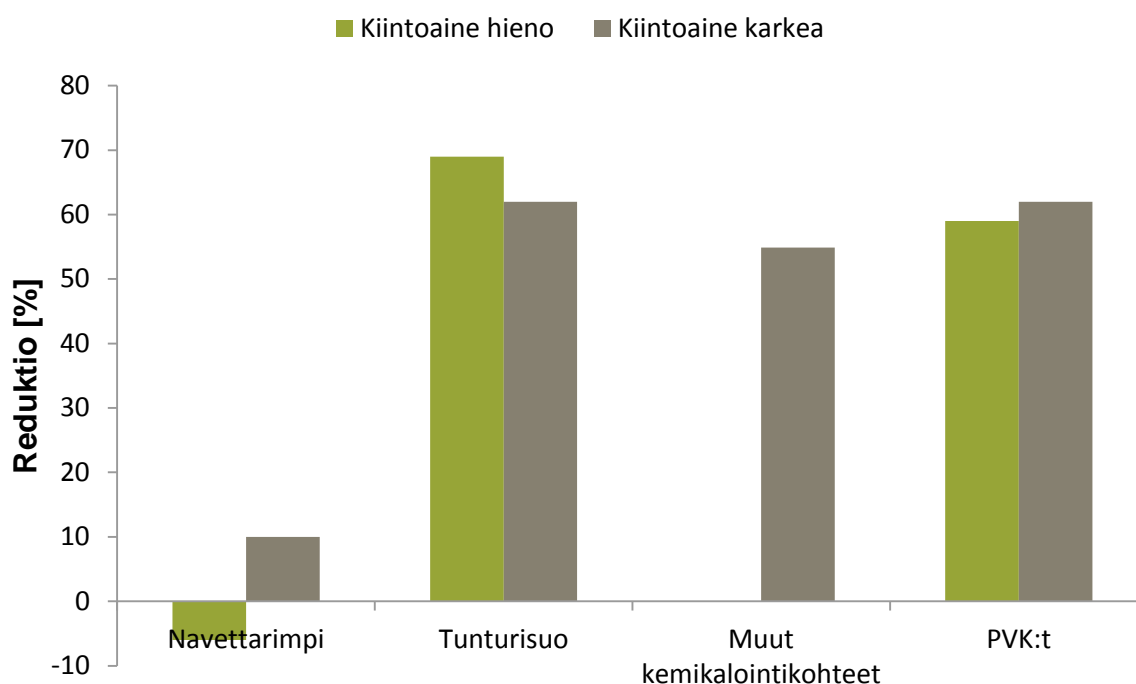
Turvetuotannon ympäristönsuojeluohjeen (Ympäristöministeriö 2013) mukaan tavoitteena uusilla tuotantoalueilla laskeutusaltaiden jälkeisillä vesienkäsittelyrakenteilla on saada kiintoaineesta poistetuksi vähintään 50 %, johon Tunturisuon pienkemikaloinnilla päästiin kahdesti karkean (1,2 µm) kiintoaineen osalta ja kolmesti hienon (0,4 µm) kiintoaineen osalta. Navettarimmella 50 % hetkittäiseen puhdistustavoitteeseen päästiin seurantakauden aikana kahdesti karkean (1,2 µm) kiintoaineen osalta ja neljästi hienon (0,4 µm) kiintoaineen osalta. Tunturisuon kemialliseen käsittelyyn tulevan veden kiintoainepitoisuudet olivat kuitenkin pääasiassa pieniä (karkea kiintoaine < 10 mg/l) ja suurten pitoisuuksien reduktiot hyviä. Myös käsittelystä lähtevän veden kiintoainepitoisuudet olivat pieniä (taulukko 30).

Taulukko 30. Vesienkäsittelymenetelmien alapuoliset kiintoaineen (hieno ja karkea), orgaanisen hiilen (DOC ja TOC), raudan ja alumiinin keskimääräiset pitoisuudet ja reduktiot.

|  | SS 1,2 µm<br>[mg/l] | SS 0,4 µm<br>[mg/l] | DOC<br>[mg/l] | TOC<br>[mg/l] | Fe<br>[µg/l] | Al<br>[µg/l] |
|--|---------------------|---------------------|---------------|---------------|--------------|--------------|
| Luonnonojat                                  | 6                   | 14                  | 17            | 22            | 4800         | 140          |
| Turvetuotanto ves. käs. yp                   | 17                  | 29                  | 22            | 26            | 6200         | 360          |
| Turvetuotanto ap (pvk ja opvk) (Sulka)       | 5                   | 11                  | 26            | 30            | 3000         | 190          |
| Turvetuotanto pvk ap                         | 5                   | 10                  | 26            | 30            | 2200         | 200          |
| Turvetuotanto opvk ap                        | 7                   | 14                  | 28            | 31            | 8200         | 160          |
| Pienkemikalointi ap (SulKa)                  | 17                  | 24                  | 11            | 15            | 5700         | 180          |
| Turvetuotanto kem. ap<br>(Vapo kem. keskim.) | 17                  | -                   | -             | 18 (COD)      | 13000        | -            |

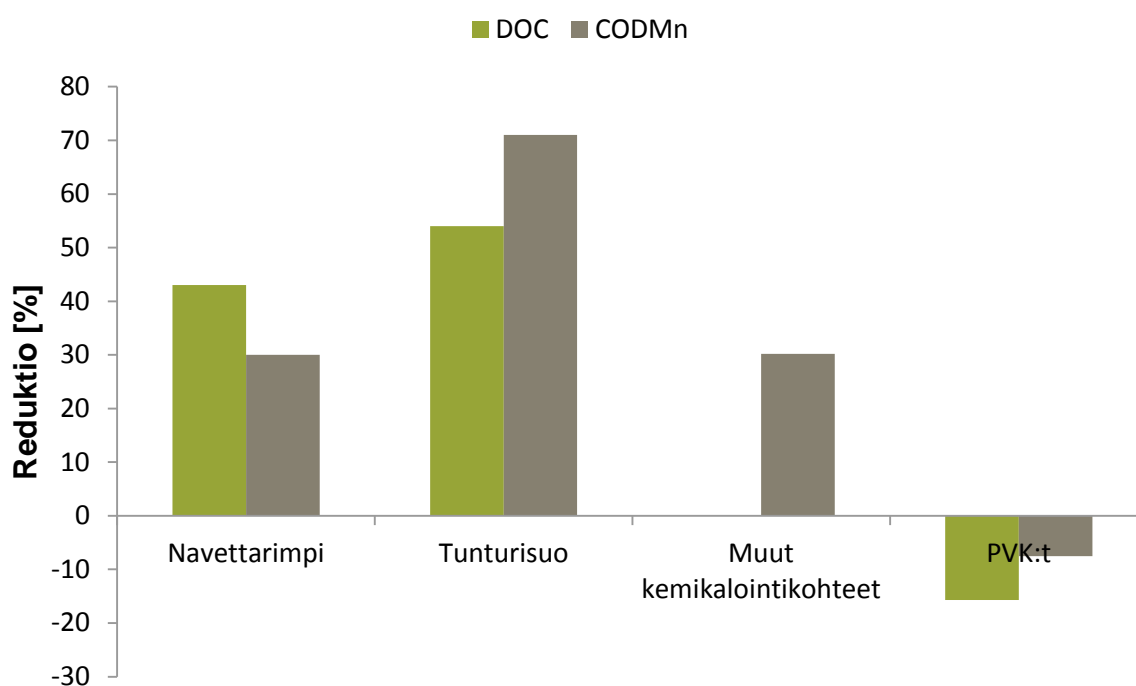
  

| Reduktio                                  | SS 1,2 µm<br>[%] | SS 0,4 µm<br>[%] | DOC<br>[%] | TOC<br>[%] | Fe<br>[%] | Al<br>[%] |
|---|------------------|------------------|------------|------------|-----------|-----------|
| Turvetuotanto (pvk ja opvk) (Sulka)       | 62               | 59               | -14        | -7         | 53        | 47        |
| Turvetuotanto pvk (Sulka)                 | 65               | 64               | -15        | -8         | 58        | 49        |
| Turvetuotanto opvk (Sulka)                | 52               | 45               | -12        | -6         | 40        | 43        |
| Pienkemikalointi (SulKa)                  | 36               | 32               | 48         | 50         | -13       | 47        |
| Turvetuotanto kem.<br>(Vapo kem. keskim.) | -43              | -                | -          | 64 (COD)   | -143      | -         |



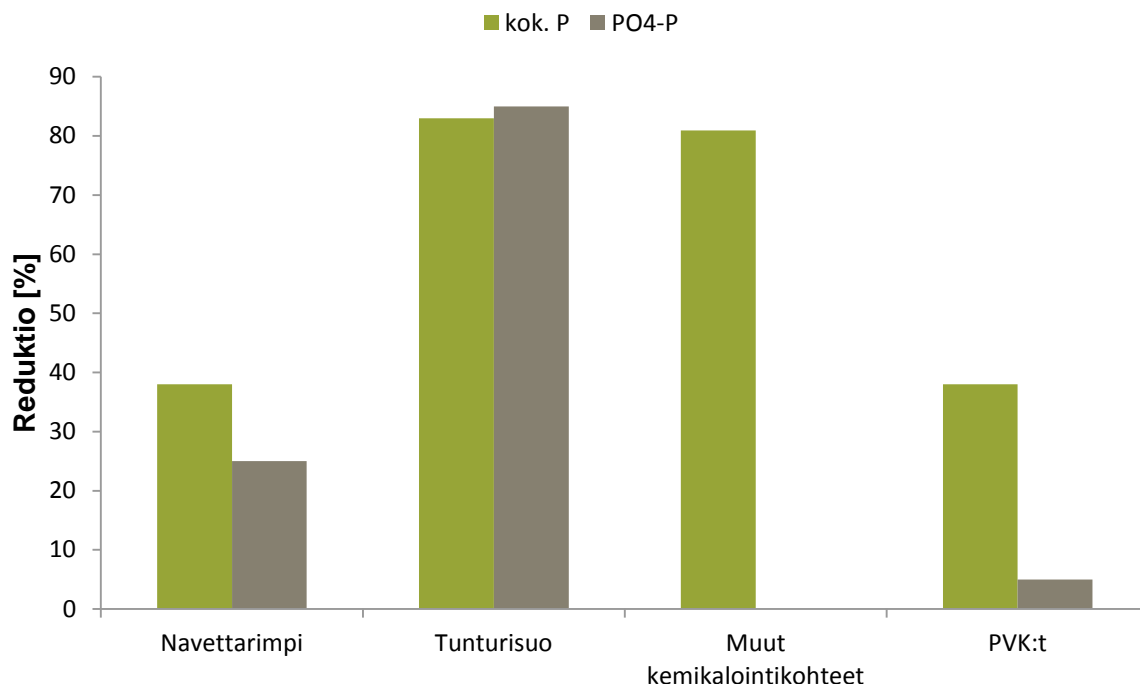
Kuva 47. Hienon (0,4 µm) ja karkean (1,2 µm) kiintoaineen päivittäisten pitoisuuksien keskiarvoista lasketut reduktioprosentit (%) Navettarimmen (n = 12) ja Tunturisuon pienkemikaloinnissa (n = 11), Vapon muilla kemikalointikohteilla (n = 828) ja pintavalutuskentillä (n = 164).

Humusta kuvaavista vedenlaatumuuttujista tarkasteltiin kemiallisen hapen kulutuksen ( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ) ja liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) reduktioita. Tunturisuon pienkemikalointi vähensi tuotantoalueen valumaveden humuspitoisuutta Navettarimmen pienkemikalointia ja muita kemiallista käsittelyä hyödyntäviä kohteita paremmin poistaen valumaveden liukoisesta orgaanisesta hiilestä keskimäärin 54 % ja kemiallisesta hapen kulutuksesta 71 % (kuva 48). Tunturisuon kemiallisen hapenkulutuksen puhdistustehoa paransi yhden yksittäisen näytteenottokerran suuri tuleva pitoisuus (16.7.2013  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  pitoisuudet: tuleva 86 mg/l, lähtevä 10 mg/l, reduktio 89 %). Navettarimmen pienkemikalointi poisti valumaveden liukoisesta orgaanisesta hiilestä keskimäärin 43 % ja kemiallisesta hapen kulutuksesta 30 % (kuva 48). Suhteessa ojittamattomiin ja ojitetuihin pintavalutuskenttiin toimii kemiallinen käsittely humuksen poistossa huomattavasti paremmin (kuva 48). Humusta huuhtoutuu suolta luontaisesti orgaanisen hajotustoiminnan seurauksena, joten suolle perustetut pintavalutuskentät eivät poista valumavedestä humusta (ks. kappale 4.2).



Kuva 48. Liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) ja kemiallisen hapen kulutuksen ( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ) keskimääräiset puhdistustehot eli reduktiot (%) Navettarimmen ( $n = 14$ ) ja Tunturisuon pienkemikaloinnissa ( $n = 11$ ), Vapon muilla kemikalointikohteilla ( $n = 828$ ) ja pintavalutuskentillä ( $n_{\text{COD}} = 1735$ ,  $n_{\text{DOC}} = 153$ ). Pintavalutuskenttien DOC-pitoisuuksien osalta on hyödynnetty luvun 4.1 aineistoa ja  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ -pitoisuuksien osalta on hyödynnetty luvun 4.4 aineistoa.

Kokonaisfosforin puhdistusteho oli Navettarimmella keskimäärin 38 % ja fosfaattifosforin 25 % (kuva 49). Tunturisuolla kokonaisfosforin puhdistusteho oli keskimäärin 83 % ja fosfaattifosforin 85 % (kuva 49). Tunturisuon kokonaisfosforin ja fosfaattifosforin puhdistustehoa paransi yhden yksittäisen näytteenottokerran suuri tuleva pitoisuus (16.7.2013 kok.P pitoisuudet: tuleva 1700  $\mu\text{g/l}$ , lähtevä 100  $\mu\text{g/l}$ , reduktio 94 %,  $\text{PO}_4\text{-P}$  pitoisuudet: tuleva 1400  $\mu\text{g/l}$ , lähtevä 71  $\mu\text{g/l}$ , reduktio 95 %). Tunturisuolla kokonaisfosforin puhdistusteho oli samalla tasolla kuin Vapon muilla kemiallista käsittelyä hyödyntävillä kohteilla (keskiarvo 81 %). Navettarimmella reduktiot olivat noin puolet verrattuna muihin kemiallisiin käsittelyihin. Navettarimmen pienkemikaloinnin puhdistustulos oli kuitenkin fosfaattifosforin osalta selkeästi pintavalutuskenttiä parempi ja kokonaisfosforin puhdistustulos samalla tasolla suhteessa pintavalutuskenttiin (kuva 49). Vapon muilla kemiallista käsittelyä hyödyntävillä kohteilla ei ollut seurattu fosfaattifosforin puhdistustehoa.



Kuva 49. Kokonaisfosforin (kok. P) ja fosfaattifosforin (PO<sub>4</sub>-P) keskimääräiset reduktiot (%) Navettarimmen (n = 14) ja Tunturisuon pienkemikaloinnissa (n = 9), Vapon muilla kemikalointikohteilla (n = 825) ja pintavalutuskentillä (n<sub>Pkok</sub> = 1729, n<sub>PO4P</sub> = 644). Pintavalutuskenttien P<sub>kok</sub> ja PO<sub>4</sub>-P osalta on hyödynnetty kpl 4.4 aineistoa.

### 5.2.3 Johtopäätökset ja suositukset

Kemiallisella vesienkäsittelyllä (pienkemikaloinnilla) saadaan oikein toteutettuna poistettua turvetuotantoalueiden valumavesistä liukoista orgaanista hiiltä, jota ei saada poistettua muilla turvetuotannon käytössä olevilla vesienkäsittelymenetelmillä. Kemiallinen vesienkäsittely voi oikein toteutettuna poistaa myös fosforia pintavalutusta tehokkaammin. Kemiallinen vesienkäsittely vähentää tehokkaasti veden sameutta, vaikka kiintoaineen reduktiot voivat olla pintavalutuskentillä saavutettuja huonompia.

Kemiallinen vesienkäsittely voi kuitenkin aiheuttaa myös negatiivisia muutoksia veden laatuun, sillä käsittely lisää sulfaatin määrää vedessä, happamoittaa vettä ja voi lisätä raudan sekä muiden metallien määrää. Sulfaatin määrät ovat verrattavissa happamilta sulfaattimailta tuleviin vesiin, vaikka sulfaatti- ja metallipitoisuudet eivät yleensä yhtä korkeita olleetkaan. Hapan vesi ja metallit voivat aiheuttaa haittoja kemiallisesti käsiteltyjen vesien alapuolisissa vesistöissä elävissä eliöissä. Pienkemikaloinnilla ei kuitenkaan havaittu olevan juurikaan vaikutusta turvetuotantoalueiden alapuolelta määritetyissä, myös muilta alueilta vettä saavissa mittauspisteissä. Ainoa selkeä vaikutus havaittiin Tunturisuon alapuolella olevan pisteen sulfaattipitoisuuden nousuna käsittelyn alkamisen jälkeen.

Kemiallisen vesienkäsittelyn vaikutus voi olla paikallisesti merkittävä etenkin vesienkäsittelykohteiden alapuolisissa pienissä ojastoissa ja puroissa. Kalojen ja muiden eliöiden kannalta oleellisia ovat nimenomaan ääri-ilmiöt eli veden pH-minimit ja metallien maksimipitoisuudet. Tässä tutkimuksessa hyödynnetyt BioTar-hankkeen turvetuotantoalueiden alapuoliset vedenlaadun seurantapisteet olivat huomattavasti lähempänä tuotantoalueita kuin velvoitetarkkailuissa seuratut pisteet. Turvetuotannon vaikutusta oli kuitenkin vaikea erottaa alapuolisten ojien vedenlaadun pitoisuuksista ja esimerkiksi

Tunturisuon alapuolisen mittauspisteen vedenlaatuun vaikutti todennäköisesti muu maankäyttö turve-tuotannon kuormitusta enemmän.

Tässä hankkeessa ei tutkittu varsinaisia kemikaloinnin ympäristövaikutuksia. Jatkossa olisikin tärkeää selvittää kemiallista vesienkäsittelyä hyödyntävien kohteiden alapuolisista vesistöissä vesien-käsittelyn vaikutuksia vesieliöstöön ja -ekologiaan biologista näytteenottoa hyödyntäen.



### 5.3 Rautasulfaatin ja orgaanisten polymeerien toiminnan arviointi turvetuotannon valumavesien puhdistuksessa

*Elisangela Heiderscheidt*

Kemiallisen vesienkäsittelyn avulla voidaan saada hyviä puhdistustuloksia, mutta sen kustannustehokas käyttö on haastavaa maasto-olosuhteissa vaadittavien yksinkertaistettujen ratkaisujen vuoksi (kuva 50). Lisäksi käsittelyn toimintaan vaikuttavat käsittelyyn tulevan veden laadun sekä virtaamien ja lämpötilan vaihtelut. Matalilla lämpötiloilla tiedetään olevan epäsuotuisa vaikutus kemialliseen käsittelyyn. Eniten alhaisen lämpötilan uskotaan vaikuttavan kemiallisen käsittelyn flokkulaatio- ja sedimentaatiovaiheisiin (Bratby 2006). Vaihtelevat olosuhteet yhdessä puutteellisten sekoitusolosuhteiden ja epätarkan annostuksen kanssa ovat johtaneet suuriin vaihteluihin saavutetuissa puhdistustuloksissa. Rautasulfaatin käytön saostuskemikaalina on havaittu aiheuttaneen myös veden asiditeetin nousua sekä sulfaatti- ja metallipitoisuuksien kasvua käsitellyssä vedessä (Kløve ym. 2012).



Kuva 50. Kemiallisen käsittelyn laskeutusallas (Navettarimpi) ja syöttölaitteisto (Tunturisuo). Kuvat: Elisangela Heiderscheidt ja Anssi Karppinen.

Kemiallisen käsittelyn tehokkuuteen vaikuttavat useat osatekijät. Tekijöitä ovat esimerkiksi käsittelyyn tulevan veden laatu ja prosessiparametrit kuten pH, lämpötila, sekoitus, koagulantin tyyppi ja annostelu sekä käsiteltävän poistettavan epäpuhtauden tyyppi ja määrä (Bratby 2006; Bolto & Gregory 2007). Ympäri maailmaa kemiallisessa käsittelyssä käytetään metallisuoloja koagulantteina. Metallisuoloja on hyvin saatavilla ja ne ovat edullisia ja tehokkaita (Bratby 2006). Synteettisiä orgaanisia polymeerejä on myös käytetty jo vuosikymmeniä kemiallisessa vesienkäsittelyssä. Synteettisiä polymeerejä on kuitenkin käytetty pääasiassa flokkulanttina ja lietteenkäsittelyn apuaineena (Bolto & Gregory 2007). Vaikka synteettisten orgaanisten polymeerien käyttö koagulanttina ei ole vielä laajalle levinnyttä, odotetaan sen kasvavan tuotantoteknologioiden kehittyessä. Orgaanisten polymeerien annosmäärät ovat suhteessa metallisuoloihin pienempiä ja niiden käytön yhteydessä syntyy vähemmän lietettä (Nozaic ym. 2001; Bolto & Gregory 2007). Lisäksi orgaanisten polymeerien on havaittu olevan vähemmän herkkiä käsittelyyn tulevan veden laadun muutoksille. Ne eivät myöskään aiheuta käsiteltävän veden happamoitumista metallisuolojen tapaan, jolloin jälkineutraloinnille ei ole tarvetta (Bratby 2006).

Tämän osatehtävän päämääränä oli kemiallisen vesienkäsittelyn kehittäminen ja optimointi ottaen huomioon turvetuotannolle tyypilliset olosuhteet. Tarkoituksena oli arvioida valittujen synteettisten orgaanisten polymeerien sekä rautasulfaatin toimintaa turvetuotannon valumaveden puhdistuksessa

laboratorio-olosuhteissa. Käsiteltävänä vetenä käytettiin humuspitoista, runsaasti kiintoainetta sisältävää, turvetuotantoalueen laskeutusaltaasta kerättyä valumavettä. Tavoitteena oli verrata polymeerien toimintaa normaalisti käytetyn rautapohjaisen kemikaalin toimintaan ja samalla myös arvioida vedenlaadun (lämpötila ja pH) sekä prosessiparametrien (annostelu ja sekoitus) variaation vaikutusta puhdistustuloksiin. Myös apuflokkulantin käyttöä tutkittiin flokkien laskeutumisen parantamiseksi siten, että apuflokkulanttia lisättiin koagulantin lisäämisen jälkeen.

### 5.3.1 Aineisto ja menetelmät

Tutkimuksessa käytetty valumavesi haettiin Kurkisuon turvetuotantoalueelta Suonenjoelta. Vedestä analysoitiin orgaaninen hiili (TOC), väri, kiintoaine, sameus, kokonaisfosfori (kok. P), fosfaattifosfori (PO<sub>4</sub>-P), kokonaistyyppi (kok. N), kokonaisrauta (Fe), kokonaisalumiini (Al) ja pH (taulukko 31).

Taulukko 31. Vedenlaatu ennen käsittelyä (n = 11) Kurkisuon turvetuotantoalueella.

| Vedenlaatumuuttujat       | Keskiarvo<br>± Keskihajonta |
|---------------------------|-----------------------------|
| TOC (mg/l)                | 30.7 ± 0.9                  |
| Väri (mg Pt/l)            | 396 ± 12.1                  |
| Kiintoaine (mg/l)         | 20.8 ± 5.2                  |
| Sameus (NTU)              | 50.5 ± 4.9                  |
| kok. P (µg/l)             | 74.7 ± 4.6                  |
| PO <sub>4</sub> -P (µg/l) | 44.2 ± 5.9                  |
| kok. N (mg/l)             | 2.2 ± 0.4                   |
| Fe (mg/l)                 | 6.7 ± 0.49                  |
| Al (mg/l)                 | 0.9 ± 0.19                  |
| pH                        | 6.2 – 6.7<br>(vaihteluväli) |

Kirjallisuuskatsauksen perusteella valittiin testattaviksi polymeereiksi polyDADMAC, polyamiini ja flokkulantiksi CPAM. Verrokkina käytettiin nestemäistä rautasulfaattia, koska se on yleisesti käytössä turvetuotannon kemiallisessa käsittelyssä. Kaupallisesti saatavien (Kemira Kem Water Oyj) käytettyjen koagulanttien (saostuskemikaalien) ja flokkulanttien tiedot on esitetty alla (taulukko 32).

Taulukko 32. Testattujen kemikaalien ominaisuuksia.

| Koagulantti   | Molekyylipaino         | Kuiva-<br>ainepitoisuus                           | Varaustiheys                    |
|---|------------------------|---|---------------------------------|
| PolyDADMAC<br>(nestemäinen)   | 200 000 g/mol          | 20 %  | Kationi<br>6 meq/g (kuiva-aine) |
| PolyAmiini<br>(nestemäinen)   | 10 000 g/mol           | 50 %  | Kationi<br>7 meq/g (kuiva-aine) |
| Koagulantti   | Tiheys                 | % Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> | Aktiivinen aineosa              |
| Rautasulfaatti (FS) [Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ·nH <sub>2</sub> O]<br>(liuos) | 1550 kg/m <sup>3</sup> | 42 %  | 2,1 mol/Kg                      |
| Flokkulantti  | Molekyylipaino         | Tiheys  | Varaustiheys                    |
| CPAM<br>(kiteinen jauhe)  | Ei tiedossa            | 0.75 g/cm <sup>3</sup>                            | Kationi<br>erittäin alhainen    |

Jar-testit tehtiin käyttämällä kuutta yhden litran astiaa yhdessä ohjelmoitavalla Flocculator 2000 sekoituslaitteistolla (kuva 51). Kemiallisen prosessin olosuhteita jäljittelevinä ominaisuuksina käytettiin: 10 s 300 r/min nopeaa sekoitusta, 25 min 50 r/min hidasta sekoitusta ja 30 min laskeutumisaikaa. Optimaaliset annostukset määritettiin lisäämällä vaiheittain koagulanttia (tai koagulanttia ja flokkulanttia yhdessä testissä) astioihin  $20 \pm 2$  °C lämpötilassa. Käytetyn annosmäärän tehokkuutta arvioitiin värin ja sameuden reduktioiden avulla. Muiden vedenlaatuominaisuuksien osalta puhdistustehokkuutta arvioitiin vesinäytteistä, jotka otettiin niiden kokeiden yhteydessä, joiden annosmäärät oli todettu värin ja sameuden perusteella parhaiksi (3 toistoa). Vesinäytteistä analysoitiin sertifioitussa laboratorioissa TOC, kok. P, PO<sub>4</sub>-P, kok. N, Fe, Al ja kiintoaine.



Kuva 51. Jar-testilaitteisto. Kuva: Elisangela Heiderscheidt

Käsittelyssä muodostuneiden flokkien laskeutumisominaisuuksia tarkasteltiin menetelmällä, joka on tarkemmin kuvattu teoksessa Bratby (2006). Laskeutumisominaisuudet määritettiin mittaamalla sameus ennalta määrättyinä aikoina (1, 2, 3, 4, 6, 8, 11, 13, 17, 25 min aloituksesta) kolonnin pohjalta (8 cm pohjasta) otetuista 30 ml näytteistä, kahdella eri toistolla. Lämpötilan vaikutusta puhdistusprosessiin tutkittiin siirtämällä jar-testilaitteisto lämpösäädelyyn ja eristettyyn vesitankkiin, jossa veden lämpötila oli  $2 \pm 2$  °C. Veden pH:n vaikutuksia puhdistusprosessiin tutkittiin säätämällä pH keskiar-

vosta 6,5 arvoon 5,5, ja sen jälkeen vielä arvoon 4,5. Veden pH:n säätö toteutettiin lisäämällä tarvittava määrä 0,5 molaarista rikkihappoa. Tarvittavien annosmäärien, pH-arvojen ja flokkulantin lisäämisen vaikutukset määritettiin yhden toiston avulla. Neljän eri sekoitusparametrin (hitaan sekoituksen kesto, hitaan sekoituksen nopeus, nopean sekoituksen kesto, nopean sekoituksen nopeus) vaikutusta puhdistusprosessiin arvioitiin muuttamalla yhtä parametria kerrallaan. Sekoitusparametreja muuteltiin seuraavasti: Hitaan sekoituksen kesto (0, 5, 10, 15 ja 25 min); hitaan sekoituksen nopeus (0, 20, 50, 70, 90 r/min); nopean sekoituksen kesto (0, 10, 30, 60, 90 s); nopean sekoituksen nopeus (0, 100, 200, 300 ja 400 r/min).

### 5.3.2 Tulokset ja tulosten tarkastelu

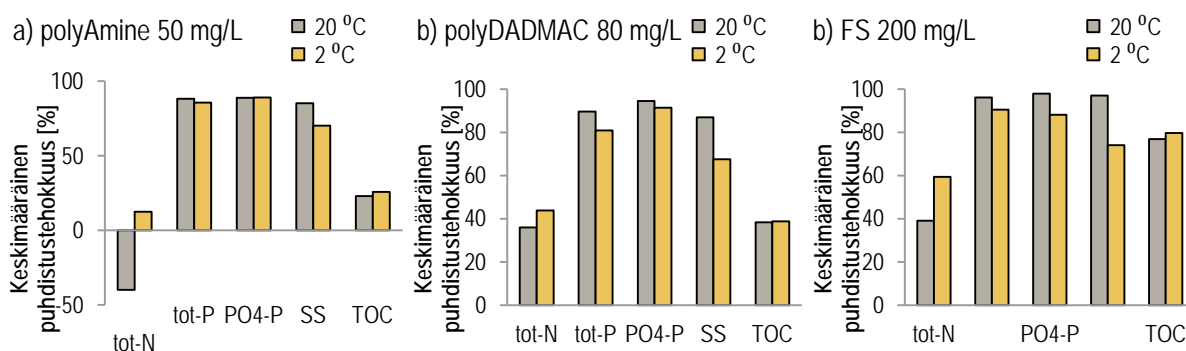
#### 5.3.2.1 Annosmäärät

Rautasulfaatti (FS) vaati huomattavasti suuremman annostuksen (300–400 %) kuin polyAmiini tai polyDADMAC saavuttaakseen optimaaliset puhdistustulokset värin ja sameuden poistossa. Eri koagulanttien optimaaliset annosmäärät olivat: FS 200 mg/l, polyDADMAC 80 mg/l ja polyAmiini 50 mg/l. Orgaanisilla polymeereillä käsiteltyjen näytteiden pH pysyi pääosin vakiona noin arvossa 6,5, mutta näytteissä, joiden käsittelyyn käytettiin rautasulfaattia, laski pH optimiannoksilla noin neljään. Koagulanttien annosmäärät on esitetty muodossa milligrammaa tuotetta käsiteltyä vesimäärää kohden, jotta eri koagulantteja voidaan luotettavasti vertailla keskenään. Tuotteen polyDADMAC optimiannos (80 mg/l) oli merkittävästi korkeampi kuin polyAmiinin (50 mg/). Jos vertailussa otetaan huomioon myös kuiva-ainepitoisuudet (taulukko 32) teholliset optimiannokset olivat polyDADMAC 16 mg/l ja polyAmiini 25 mg/l, joten tutkittujen orgaanisten polymeerien joukosta polyDADMAC osoittautui tehokkaimmaksi vaatien pienemmän annostuksen tyydyttävän värin ja sameuden reduktion saavuttamiseksi. Orgaanisen polymeerin valinnassa on tärkeää ottaa huomioon polymeerin varaustiheys, kuiva-ainepitoisuus ja molekyylipaino. Valinnassa tulee suosia korkean varaustiheyden ja kuiva-ainepitoisuuden sekä keskitason molekyylipainon omaavia polymeerejä (Gregory & Bolto 2007).

Eri koagulanttien käytön taloudellisuutta arvioitiin vertaamalla vesilitran käsittelyyn tarvittavia koagulanttimääriä. Vaikka polyDADMAC on hieman kalliimpi kuin polyAmiini, ovat molemmat testatut orgaaniset polymeerit noin 14 kertaa kalliimpia kuin PIX115. Orgaanisten polymeerien 3- 4 kertaa pienemmästä annostuksesta huolimatta, olisi niiden käyttö silti huomattavasti rautasulfaatin käyttöä kalliimpaa. Jos otetaan huomioon myös koagulanttien kuljetuskustannukset ja lietteenkäsittelykustannukset, paranee orgaanisten koagulanttien asema huomattavasti koagulanttien taloudellisuutta vertailtaessa (Hintatiedot: Kemira Oyj 01/2013).

#### 5.3.2.2 Puhdistustehokkuus

Rautasulfaatti saavutti testeissä paremmat puhdistustulokset kuin vertailut syntetiset orgaaniset polymeerit (lämpötiloissa 2 ja 20 °C). Erityisesti orgaanisen hiilen reduktio oli parempi rautasulfaattia käytettäessä (kuva 52). PolyAmiinilla 20 °C:ssa käsiteltyjen näytteiden veden kokonaistyyppipitoisuus nousi, mistä voidaan päätellä osan polymeerista jääneen reagoimatta. Käsiteltävän veden lämpötilan alentamisella 2 (± 2) °C oli epäsuotuisa vaikutus saavutettuihin puhdistustuloksiin (kuva 52). Suurimmat erot havaittiin kiintoaineen ja typen reduktioissa kaikilla testatuilla koagulanteilla. Kiintoaineen reduktiot pienenevät merkittävästi (jopa 20 %) verrattuna 20 °C saavutettuihin tuloksiin. Toisaalta kokonaistypen jäännöspitoisuudet laskivat verrattuna 20 °C suoritettuihin testeihin. Vaikka orgaanisilla polymeereillä saavutetut tulokset olivat rautasulfaattia huonompia, ovat tulokset kuitenkin pääosin turvetuotannon reduktiovaatimuksien mukaisia (SS 30 - 90 %, kok. N 30 - 60 %, kok. P 75 - 95 %) (Turveteollisuusliitto 2010, Ympäristöministeriö 2013). Voidaan olettaa, että lämpötilan vaikutus on vielä suurempi käytännön olosuhteissa, koska tämän tutkimuksen testit toteutettiin optimaalisilla prosessiparametreilla, joita ei yleensä saavuteta käytännön olosuhteissa.

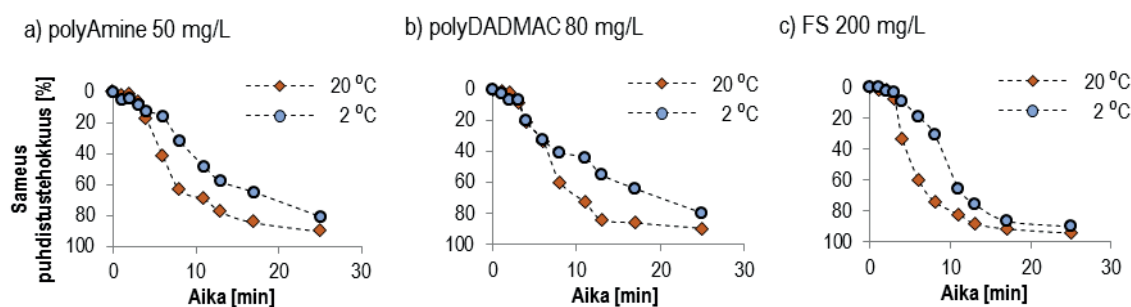


Kuva 52. Lämpötilan vaikutus optimiannostuksilla saavutettuihin keskimääräisiin puhdistustehokkuuksiin.

### 5.3.2.3 Laskeutuminen ja flokinmuodostus

Rautasulfaatilla saavutettiin suurin laskeutumisnopeus heti sedimentaatioprosessin alussa. Sameuden reduktio oli 60 % 20 °C lämpötilassa kuuden minuutin laskeutumisen jälkeen (kuva 53). Orgaanisia polymeerejä käytettäessä kesti 8 minuuttia saavuttaa 60 % sameuden reduktio. Rautasulfaatti toimi myös kaikista nopeimmin sedimentaation loppuvaiheessa. Se vaati noin 15 minuuttia 90 % sameusreduktioon, kun samaan tulokseen orgaanisilla polymeereillä vaadittiin 20–25 min aika. Orgaanisilla polymeereillä saavutetut laskeutumisnopeudet olivat kuitenkin tyydyttäviä ja havaituilla laskeutumisnopeuksilla saavutettaisiin hyvät tulokset turvetuotannon ympäristönsuojeluohjeiden mukaisesti rakennetussa laskeutusaltaassa (Turveteollisuusliitto 2010).

Lämpötilan lasku vaikutti myös laskeutumisnopeuksiin negatiivisesti (kuva 53). Rautasulfaatti vaati noin 65 % pidemmän laskeutumisajan 10 minuuttia 60 % ja 25 minuuttia 90 % sameusreduktioihin. Molemmat orgaaniset polymeerit vaativat noin 17 min ajan 60 % sameusreduktioon, joka on yli kaksinkertainen aika verrattuna 20 °C olosuhteissa toteutettuihin kokeisiin. Testin lopussa, 25 minuutin laskeutumisen jälkeen, orgaanisten polymeerien sameusreduktiot olivat 80 %.



Kuva 53. Lämpötilan vaikutus optimiannostuksia käytettäessä muodostuneiden flokkien laskeutumisominaisuuksiin 20 ja 2 °C olosuhteissa (Sameuden reduktio ajan funktiona).

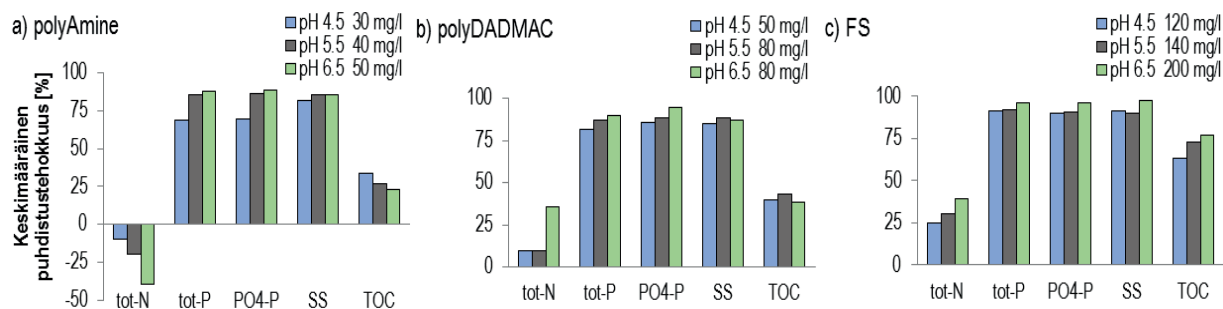
### 5.3.2.4 Veden pH:n vaikutus

Veden pH:n lasku ennen käsittelyä arvosta 6,5 arvoon 5,5 ja edelleen arvoon 4,5 sai aikaan merkittävän muutoksen optimaalisiin sameusreduktioihin tarvittavan koagulantin määrässä (kuva 54).

- 1) pH 6.5: PolyAmiini 50 mg/l, polyDADMAC 80 mg/l, FS 200 mg/l;

- 2) pH 5.5: PolyAmiini 40 mg/l, polyDADMAC 80 mg/l, FS 140 mg/l;
- 3) pH 4.5: PolyAmiini 30 mg/l, polyDADMAC 50 mg/l, FS 120 mg/l.

Saavutetut TOC, SS, kok. P, PO<sub>4</sub>-P ja kok. N reduktiot kaikilla pH tasoilla olivat samankaltaiset (kuva 54). Turvetuotantoalueiden valumaveden pH vaihtelee tyypillisesti välillä 4,5–6,5. Saatujen tulosten mukaan happamia turvetuotannon valumavesiä voidaan käsitellä tehokkaasti kemiallisen käsittelyn avulla ja käsittelyyn tarvitaan alhaisempi määrä koagulanttia kuin neutraalimpien vesien käsittelyyn. Edellä mainitun vuoksi pH:n säätö (jos on tarpeen), tulisi tehdä vasta kemiallisen käsittelyn jälkeen.

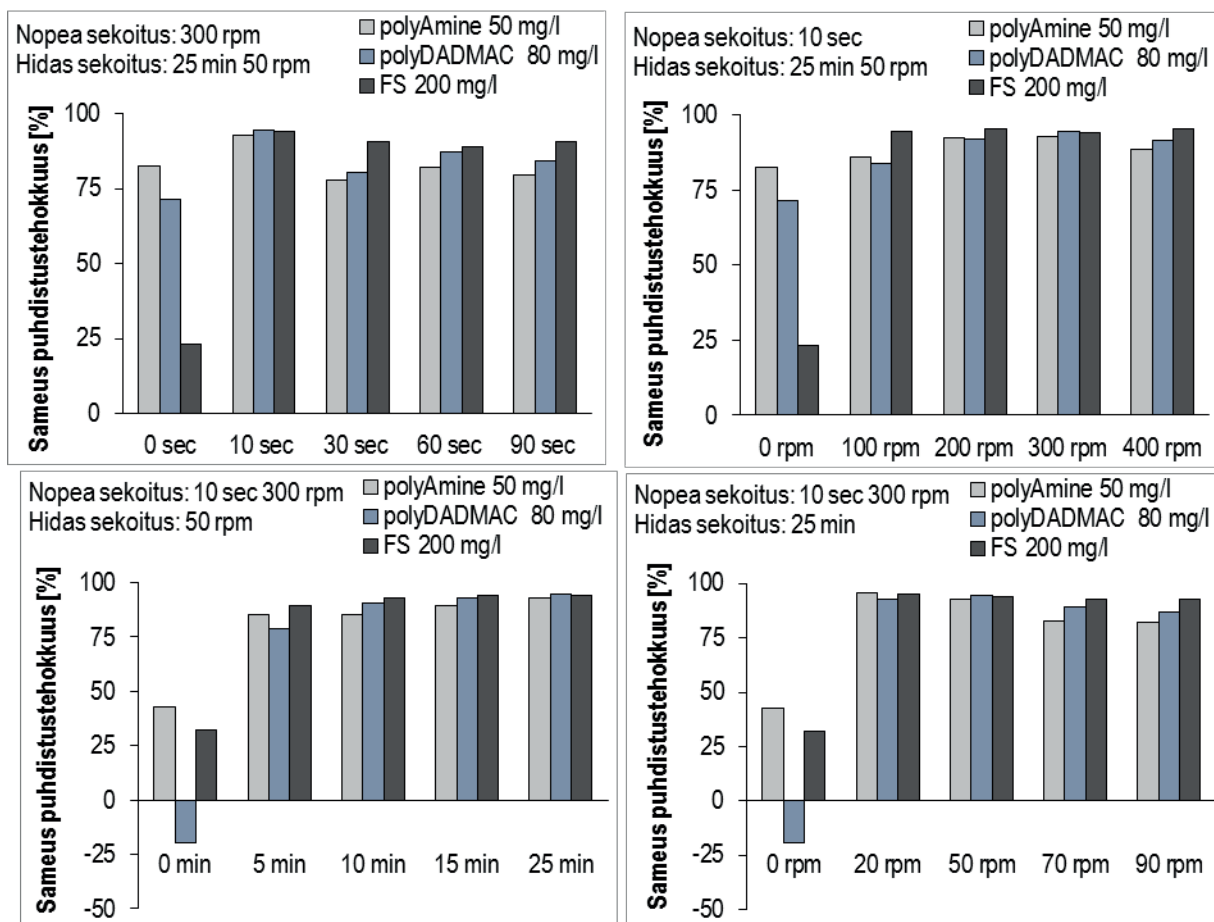


Kuva 54. Keskimääräiset optimiannostuksilla saavutetut reduktiot pH-arvoilla 4,5, 5,5 ja 6,5.

### 5.3.2.5 Sekoituksen vaikutus

Muutokset sekoitusparametreissa aiheuttivat suuria muutoksia saavutettuihin puhdistustuloksiin (kuva 55). Puhdistustulosten muutokset olivat riippuvaisia myös käytetystä koagulantista. Kaikki koagulantit, sekä rautasulfaatti, että orgaaniset polymeerit toimivat parhaiten lähes samoissa sekoitusolosuhteissa. Voidaan todeta, että hitaalla sekoituksella oli suurempi vaikutus puhdistustuloksen muodostumiseen (kuva 55) kuin nopealla sekoituksella. Optimaaliseksi sekoitusolosuhteiksi tunnistettiin rautasulfaatile 10 sekuntia nopeaa sekoitusta nopeudella 100–200 r/min ja 10–15 minuuttia hidasta sekoitusta nopeudella 20–50 r/min. Orgaanisille polymeereille optimaaliset sekoitusolosuhteet olivat 10 sekuntia nopeaa sekoitusta nopeudella 200–300 r/min ja 15–25 minuuttia hidasta sekoitusta nopeudella 20–50 r/min.

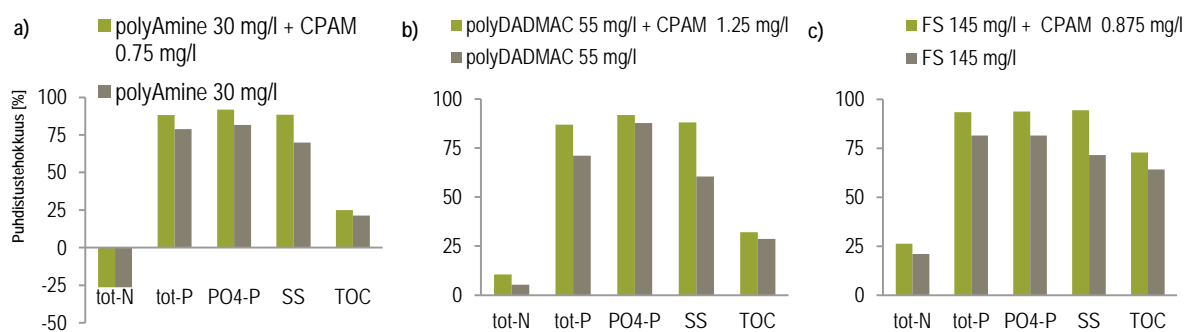




Kuva 55. Sekoitusolosuhteiden variaation (nopean sekoituksen nopeus ja kesto, sekä hitaan sekoituksen nopeus ja kesto) vaikutus sameuden reduktioihin.

### 5.3.2.6 Apuflokkulantin lisäyksen vaikutus

Apuflokkulantin (CPAM) avulla saavutetut puhdistustulokset olivat merkittävästi parempia kuin pelkästään koagulanttia käytettäessä kaikilla tutkituilla koagulanteilla (kuva 56). Eniten apuflokkulantin käytöstä saatiin hyötyä kiintoaineen puhdistuksessa, jonka reduktiot paranivat noin 30 %. Apuflokkulantia käytettäessä koagulantin annosmäärää pystyttiin pudottamaan noin 40 % verrattuna tilanteeseen, jossa käytettiin vain koagulanttia, puhdistustulosten pysyessä yhtä hyvinä.



Kuva 56. Apuflokkulantin vaikutus puhdistustuloksiin.

Apuflokkulantin käytöllä on merkittäviä positiivisia vaikutuksia kemiallisen käsittelyn puhdistusprosessiin. Niiden avulla laskeutusaltaissa vaadittavaa laskeutusaikaa voidaan pienentää merkittävästi. Tulosten varmistamiseksi tarvitaan kuitenkin pilot-mittakaavan lisätutkimuksia. Lisäksi apuflokkulantin käytöllä voidaan tehostaa ympärivuotisesti käytössä olevien kemiakalointilaitosten toimintaa kylminä aikoina (Bratby, 2006). Tämän tutkimuksen kokeissa käytetyn apuflokkulantin (CPAM) ominaisuudet (suuri molekyylipaino, pieni varaustiheys) ovat erittäin tärkeässä roolissa, kun valitaan tuotetta käytettäväksi rautasulfaatin tai orgaanisten polymeerien kanssa (Bolto & Gregory 2007).

### 5.3.3 Johtopäätökset ja suositukset

Rautasulfaattilla saavutettiin laboratoriokokeissa paremmat puhdistustulokset kuin polyDADMAC:a tai polyAmiinia käyttämällä. Rautasulfaattia täytyi kuitenkin annostella neljä kertaa enemmän kuin orgaanisia polymeerejä. Suurin ero rautasulfaatin ja orgaanisten polymeerien välillä oli orgaanisen hiilen reduktioissa. Rautasulfaatin avulla saatiin poistettua 77 % orgaanisesta hiilestä. Orgaanisilla polymeereillä saavutettiin kuitenkin hyvät puhdistustulokset (kok. P 89 %, PO<sub>4</sub>-P 92 %, SS 86 % ja TOC 30 %), jotka täyttävät turvetuotannon valumavesien kemialliselle käsittelylle asetetut tavoitteet.

Keskittason molekyylipainon, suuren kuiva-ainepitoisuuden ja suuren varaustiheyden (kationi) omaavilla orgaanisilla polymeereillä, on potentiaalia korvata metallisuolat humus- ja kiintoainepitoisten valumavesien käsittelyssä. Vaaditaan kuitenkin jatkotutkimuksia polymeerien toiminnasta käytännön vesienkäsittelyssä ja niiden kustannustehokkuudesta ja mahdollisista haitallisista vaikutuksista.

Alhainen lämpötila heikensi puhdistustuloksia kaikilla testatuilla koagulanteilla. Matalassa lämpötilassa tehdyissä testeissä kiintoaineen reduktiot pienentyivät kaikilla koagulanteilla 20 %. Myös 60 % sameusreduktioon vaadittu laskeutumisaika lisääntyi. Alhaisen lämpötilan vaikutuksen voidaan olettaa käytännön sovellutuksissa suuremmat kuin nyt havaituissa testeissä. Testeissä kemiallisen vesienkäsittelyn prosessiparametrit olivat optimaaliset toisin kuin turvetuotannon kemiallisessa vesienkäsittelyssä yleensä.

Veden pH-arvon lasku ennen käsittelyä arvosta 6,5 arvoon 5,5 ja edelleen arvoon 4,5 vähensi merkittävästi samoihin puhdistustuloksiin tarvittavaa koagulantin määrää. Tämän vuoksi mahdollinen pH:n säätö tulisikin tarvittaessa toteuttaa vasta koaguloinnin jälkeen.

Hitaan sekoituksen vaiheen olosuhteilla oli suurempi merkitys saavutettuihin puhdistustuloksiin kuin heti koagulantin lisäyksen yhteydessä tapahtuvan nopean sekoituksen vaiheen olosuhteilla. Hidas sekoitus tulisi mahdollisuuksien mukaan sisällyttää turvetuotannon kemialliseen käsittelyyn, sillä sen avulla voidaan merkittävästi parantaa saavutettavia puhdistustuloksia.

Apuflokkulantin (CPAM) lisääminen paransi merkittävästi puhdistustuloksia verrattuna vain koagulantin avulla saavutettuihin puhdistustuloksiin. Suurimmat parannukset saavutettiin kiintoaineen reduktioissa, jotka paranivat noin 30 %. Apuflokkulanttia käytettäessä koagulantin annostusta pystyttiin vähentämään jopa 40 % ilman puhdistustuloksien heikentymistä. Apuflokkulantin käytöllä voidaan myös pienentää tarvittavia laskeutumisaikoja. Myös apuflokkulantteja on vielä testattava maasto-olosuhteissa niiden todellisen soveltuvuuden ja kustannustehokkuuden selvittämiseksi.

## 6 Yhteenveto

Hankkeen tavoitteena oli selvittää 1) kevättulvien ja rankkasateiden aiheuttamia virtaamia ja niiden aikaista vesienhallintaa, 2) turvetuotantoalueella muodostuvaan kuormitukseen vaikuttavia tekijöitä, 3) pintavalutuskenttien tehokkuutta ja vaikutusta veden laatuun ja niiden tehokkuuteen vaikuttavia tekijöitä 4) kemiallisen vesienkäsittelyn toimivuutta, vaikutusta käsiteltävän veden laatuun ja kehittämismahdollisuuksia. Tarkastelut tehtiin maasto- ja laboratoriotestauksin, mallintamalla ja olemassa olevaa dataa hyödyntämällä.

Valunnan muodostumiseen turvetuotantoalueella vaikuttavat sadanta ja haihdunta sekä maaperän ominaisuudet, kuten turpeen kosteuspitoisuus, huokoisuus ja hydraulinen johtavuus. Myös ojituksella, kaltevuudella ja pumppauksella on merkitystä. Yksikkövaluntakäyrien ja mallinnuksen avulla arvioitiin valunnan muodostumista sadannasta, kunhan tarvittavat lähtötiedot on mitattu.

Turvetuotantoalueilla, joilla on lunta ja routaa, lumensulannan alkuvaiheen aikaiset kevätvalunnat eivät välttämättä sisällä korkeita ravinne- tai kiintoainepitoisuuksia, sillä valumavesi on pääasiassa lähteisistä lumesta, eikä ole huokosveden kanssa kosketuksissa. Lumen sulamisvesien alkuvaiheen ohijuokutus ei välttämättä aiheuta haittaa vesistölle niinä vuosina, jolloin turvetuotantokentät ovat jäässä. Mahdollinen ohijuokutus tulisi kuitenkin järjestää valvotusti, sillä kiintoainepitoisuus kasvaa sulamisvaiheen loppupuolella nopeasti roudan sulamisen vuoksi.

Tutkimuksessa tehty turpeen eroosioherkkyyden suorat mittaukset osoittivat, että turpeen keskimääräinen eroosioherkkyys kasvaa maatuneisuusasteen kasvaessa. Lisäksi keskimääräiset valumaveden kiintoainepitoisuudet (ennen pintavalutuskenttiä) olivat suurimpia pitkälle maatuneilta tuotantoalueilta. Tutkimuksen tulokset osoittivat myös sen, että turvekerroksen alapuolisen mineraalimaan raekoko voi selittää valumaveden kiintoainepitoisuuksia. Tutkimuskohteilla mineraalimaan raekoko korreloi negatiivisesti keskimääräisten kiintoainepitoisuuksien kanssa niillä tuotantoalueilla, joilla ojat läpäisevät turvekerroksen. Näin ollen vanhoilla tuotantoalueilla riski suureen kiintoainekuormitukseen oletettavasti kasvaa turvekerroksen maatuneisuuden lisääntyessä ja ojien ulottuessa turvekerroksen alapuoliseen mineraalimaahan.

Tutkimuksen mukaan valumaveden fosforipitoisuudet ovat yleensä suurimmillaan pienten valuntojen aikaan keskikesällä ja talvella. Talviaikaan mitatut suuret fosforipitoisuudet voivat selittyä rautaan sitoutuneen fosfaattifosforin vapautumisella hapettomissa olosuhteissa. Huomion arvoista on, että pienten valuntojen aikana massamääräiset kuormitukset jäivät usein pieniksi. Valumaveden kokonaisfosforipitoisuuksia tuotantoalueiden välillä voitiin selittää aineistossa kiintoainepitoisuuksien ja fosforin huuhtoutumisherkkyuden avulla. Tulos viittaa siihen, että suuri osa kokonaisfosforista kulkeutuu kiintoaineen mukana, mutta myös liukoosella fosforilla on merkitystä kokonaisuuhoutuumiin. On selvää, että kiintoaineen tehokkaaseen pidättämiseen vesiensuojelurakenteilla tulee panostaa, jotta myös kokonaisfosforikuormaa saadaan vähennettyä.

Nitraattityppeä huuhtoutuu suhteellisesti eniten turpeen pintakerroksista ja valumaveden pitoisuudet ovat yleensä suurimmillaan loppukesän ja syksyn aikana. Kuivan kauden jälkeiset suuret valuntapiikit voivat olla merkittäviä nitraattityypin huuhtouman kannalta. Suuria nitraattityypipitoisuuksia mitattiin myös keväällä lumen sulannan aikana. Talviaikaiset nitraattityypipitoisuudet olivat tyypillisesti pieniä ja ammoniumtyypipitoisuudet verrattain suuria, minkä oletettiin johtuvan hapettomissa olosuhteissa hidastuneesta nitrifikaatiosta. Tutkimuksessa havaittua typen ja fosforin huuhtoutumisen kausittaista vaihtelua voidaan pyrkiä huomioimaan esim. kemiallisen vesienkäsittelyn optimoinnissa. Yleisesti voidaan todeta, että tutkimuksessa löydettiin kiintoaineen ja ravinteiden pitoisuuksien ja kuormitusten suuruuteen vaikuttavia potentiaalisia tekijöitä, mutta ominaiskuormitusten luotettavaan ennustamiseen uusille perustettaville tuotantoalueille ei vielä näiden perusteella pystytty.

Turvetuotannon valumavesien puhdistuksessa käytettävillä pintavalutuskentillä ei saada yleensä poistettua käsiteltävästä vedestä liukoista orgaanista hiiltä. Liukoisen orgaanisen hiilen kuormitus oli turvetuotantoalueilta noin kaksinkertainen suhteessa luonnontilaisiin suovaltaisiin vertailualueisiin. Tutkimuksessa saatiin myös vahvistusta jo aiemmin tehdyille havainnoille, että turvetuotanto aapasuoalueella sijaitsevilla soilla lisää humuksen rautapitoisuutta. Sama muutos näyttäisi tapahtuvan myös metsänkasvatusta varten ojitetuilla soilla. Tutkitut pintavalutuskentät pidättivät pääasiassa kiitettävästi hienoa ja karkeaa kiintoainetta, sekä rautaa ja alumiinia. Pintavalutusta vesienkäsittelymenetelmänä käyttävien turvetuotantoalueiden kiintoainekuormitus voikin olla samaa tasoa luonnontilaisten suoalueiden kanssa riippumatta suodatuksessa käytetystä suodattimesta (1,2 µm tai 0,4 µm). Erilaiset hydrologiset vuodet voivat kuitenkin vaikuttaa kuormitussuhteisiin voimakkaasti.

Humuksen rautapitoisuutta ja täten myös rautapitoisesta humuksesta aiheutuvia mahdollisia vesistöhaittoja voidaan vähentää pintavalutuksella. Humuksen suurimolekyylipainoisimman fraktion rautapitoisuus pieneni kaikilla tutkimuksen kohteena olleilla pintavalutuskentillä. Pintavalutuskenttien alapuolella tämä pitoisuus oli useimmiten jopa pienempi kuin luonnontilaiselta suoalueelta virtaavassa purovedessä. Raudan kuormitus olikin pintavalutusta käsittelymenetelmänä käyttäviltä turvetuotantoalueilta luonnontilaisia suoalueita pienempi. Alumiinin kuormitus turvetuotantoalueilta oli luonnontilaisia suoalueita suurempi huolimatta pintavalutuskenttien kyvystä pidättää myös alumiinia.

Päästötarkkailutulosten mukaan turvetuotannon roudattoman kauden ja talviajan kiintoaine- ja ravinnekuormitusta on saatu vähennetyksi sekä ojittamattomilla että ojitetuilla pintavalutuskentillä. Parhaat kokonaisfosforin, fosfaattifosforin, kokonaistypen ja epäorgaanisen typen ( $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_{2+3}\text{-N}$ ) puhdistustulokset on kuitenkin saatu hydraulisesti hyvin toimivilta, ojittamattomilla pintavalutuskentillä.

Kaikilla hydraulisesti hyvin toimivilla ojittamattomilla pintavalutuskentillä saavutettiin sekä roudattomana kautena että talvella keskimäärin positiivinen kiintoaineen (33 - 63 %), kokonaisraudan (24 - 73 %), kokonaisfosforin (16 - 70 %), kokonaistypen (19 - 58 %) ja epäorgaanisen typen reduktio (57 - 93 %). Yhdellä kentällä fosfaattifosforin keskimääräinen reduktio oli talvella negatiivinen. Myös kaikilla ojitetuilla pintavalutuskentillä saavutettiin sekä roudattomana kautena että talvella keskimäärin positiivinen kiintoaineen (17 - 89 %) ja epäorgaanisen typen reduktio (28 - 86 %). Niistä pääosalla myös kokonaisfosforin, fosfaattifosforin ja kokonaisraudan keskimääräiset reduktiot olivat positiiviset. Roudattomana kautena yhdellä kentällä kokonaisfosforin, neljällä fosfaattifosforin ja kahdella kokonaisraudan keskimääräinen reduktio oli negatiivinen.

Puhdistustuloksia selittäviä kenttien rakennetekijöitä ovat valutuspituus, pintavalutuskentän pituus, kaltevuus ja kentän käyttöaste kuivana kautena. Rakennetekijöiden ja puhdistustuloksien tarkastelun perusteella pintavalutuskentille kannattaisi suunnitella mahdollisimman pitkä valutuspituus, jotta niillä saavutettaisiin mahdollisimman hyvät typen reduktiot. Ojitetuilla pintavalutuskentillä huomiota kannattaa kiinnittää veden tasaiseen leviämiseen myös ojien väliselle suopinnalle.

Pintavalutuskenttien kyky pidättää fosforia on riippuvainen pintavalutuskentän pintaturpeen fosforipitoisuudesta hydraulisesti hyvin toimivilla pintavalutuskentillä. Suurimmillaan pintavalutuskentiltä voidaan odottaa 60 - 70 % reduktioita kokonaisfosforin puhdistuksessa turpeen fosforipitoisuuden ollessa pieni ja keskimäärin 50 - 60 % reduktioita. Rakennettavan pintavalutuskentän tehokkuutta voidaan ennakoida määrittämällä pintavalutuskentän paikalta turpeen fosforipitoisuus. Menetelmä on käyttökelpoinen kuitenkin vain niillä kohteilla, joilla veden ennakoitaan virtaavan turvekerroksessa tasaisesti. Menetelmää ei voida käyttää ojitetujen pintavalutuskenttien, kovin epätasaiselle pohjalle tai pitkälle maatuneeseen turpeeseen sijoitettavien pintavalutuskenttien tehokkuuden ennakointiin. Edellä mainituille pohjille pintavalutuskenttiä rakennettaessa tulee käyttää Tukos -hankkeessa luotua ohjeistusta.

Sorptiomateriaalikokeet eivät vielä tuottaneet käytäntöön sopivia menetelmiä. Toimivaa fosfaattifosforin ja/tai humuksen pidättymistä tehostavaa ratkaisua tulisi kehittää ja huomiota kiinnittää erityisesti sorptiomateriaalien käyttötapaan.

Kemiallisella vesienkäsittelyllä (pienkemikaloinnilla) saadaan poistettua turvetuotantoalueiden valumavesistä liukoista orgaanista hiiltä, jota ei saada poistettua muilla käytössä olevilla vesienkäsittelymenetelmillä. Kemiallinen vesienkäsittely poistaa myös tehokkaasti fosforia, mutta kiintoainetta usein heikommin kuin pintavalutuskentät. Kemiallinen vesienkäsittely voi aiheuttaa myös negatiivisia muutoksia veden laatuun. Käsittely lisää sulfaatin määrää vedessä, happamoittaa vettä ja voi lisätä raudan sekä muiden metallien määrää. Rautasulfaatin avulla kemiallisesti käsitelty vesi on verrattavissa happamilta sulfaattimailta tuleviin vesiin. Hapan vesi ja metallit voivat aiheuttaa haittoja kemiallisesti käsiteltyjen vesien alapuolisissa vesistöissä elävissä eliöissä. Pienkemikaloinnilla ei kuitenkaan havaittu olevan juurikaan vaikutusta pian turvetuotantoalueiden alapuolelta määritetyissä, myös muilta alueilta vettä saavissa mittauspisteissä.

Orgaanisilla polymeereillä voidaan korvata kemiallisessa käsittelyssä käytettäviä metallisuoloja, mutta niiden käyttöönotto vaatii vielä lisätutkimusta. Polymeerit vaativat pienemmän annosmäärän verrattuna metallisuoloihin, eivätkä vaikuta käsiteltävän veden pH-arvoon, mutta saavutetut puhdistustulokset eivät olleet yhtä hyviä. Käytettäessä flokkulaation apuaineita voidaan saavuttaa merkittävä pienennys rautakemikaalin annosteluun. Apuaineen avulla voidaan myös saavuttaa entistä parempia kiintoaineen reduktioita. Tarvitaan kuitenkin jatkotutkimusta, jotta apuaineita voitaisiin hyödyntää käytännön sovelluksissa.

## LÄHTEET

- Arheimer, B. & Wittgren, H.B. 2002. Modelling nitrogen retention in potential wetlands at the catchment scale. *Ecol. Eng.* 19:63-80.
- Bastviken, S. 2006. Nitrogen removal in treatment wetlands – Factors influencing spatial and temporal variations. Doctoral dissertation, Linköping University.
- Bioenergia ry. 2014. Turvetuotantoalueiden ominaiskuormituselvitys 2008-2012
- Bolto, B., Gregory, J., 2007. Organic polyelectrolytes in water treatment. *Water Research* 41 (11), 2301-2324.
- Bratby, J., 2006. Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment. 2<sup>nd</sup> ed. London: IWA Publishing.
- Bridgman, S.D., Updegraff, K., and Pastor, J. 1998. Carbon, nitrogen, and phosphorus mineralization in northern wetlands, *Ecology*, 79, 1545/1561.
- Brix, H. 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 29: 71-78.
- Carling, P.A., Glaister, M.S., Flintham, T.P. 2007. The erodibility of upland soils and the design of preafforestation drainage networks in the United Kingdom, *Hydrological Processes*, 11, 1963–1980.
- Claret, C. & Fontvieille, D. 1997. Characteristics of biofilm assemblages in two contrasted hydrodynamic and trophic contexts. *Microb. Ecol.* 34:49-57.
- Duan, J., Gregory, J., 2003. Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science*, (100-102), 475-502.
- Eriksson, P.G & Weisner, S.E.B 1997. Nitrogen removal in a wastewater reservoir: The importance of denitrification by epiphytic biofilms on submersed vegetation. *J. Environ. Qual.* 26:905-910.
- Eriksson, P. 2000. Regulation and role of epiphytic nitrification and denitrification in macrophyte-dominated systems. Phd-thesis. Limnology, Department of Ecology. Lund University, Lund.
- Evans, M., Warburton, J. 2007. Geomorphology of upland peat: Erosion, form and landscape change, RGS-IBG Book series, Blackwell, Oxford, U.K.
- Finer L, Mattsson, T., Joensuu, S., Koivusalo, H., Laurén, A., Makkonen T., Nieminen, M., Tattari, S., Ahti E., Kortelainen, P., Koskiahio, J., Leinonen, A., Nevalainen, R., Piirainen, S., Saarelainen, J. Sarkkola S., Vuollekoski, M. 2010. Metsäisten valuma-alueiden vesistökuormituksen laskenta. SUOMEN YMPÄRISTÖ 10 | 2010. Helsinki.
- Fisher, J. & Acreman, M.C. 2004. Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences* 8(4): 673-685.
- Fältmarsch, R. M., Åström, M. E. & Vuori, K. M. 2008. Environmental risks of metals mobilised from acid sulphate soils in Finland: a literature review. *Boreal Environmental Research* 13: 444-456.
- Hadzic, M., Postila, H., Österholm, P., Nystrand M., Pahkakangas, S., Karppinen A., Arola M., Nilivaara-Koskela R., Häkkinen K., Saukkoriipi J., Kunnas S. & Raimo I. 2014. Sulfaattimailla syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät, SuHE-hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17/2014. 88 s.
- Heiderscheidt, E., Saukkoriipi, J., Ronkanen, A-K., Kløve, B., 2013. Optimization of chemical purification conditions for direct application of solid metal salt coagulants: Treatment of peatland derived diffused runoff. *Journal of Environmental Sciences* 25(4), 659-669.
- Heikkinen, K. ja Alasaarela, E. 1988. Happamoituneiden vesistöjen neutralointi, kirjallisuuskatsaus. 93 s. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 18.
- Heikkinen, K. 1990a. Seasonal changes in iron transport and nature of dissolved organic matter in a humic river in northern Finland. - *Earth Surface Processes and Landforms* 15:583-596.
- Heikkinen, K. 1990b. Nature of dissolved organic matter in the drainage basin of a boreal humic river in northern Finland. - *J. Environ. Qual.* 19(4):649-657.
- Heikkinen, K., Ihme, R. & Lakso, E. 1994. Ravinteiden, orgaanisten aineiden ja raudan pidättymiseen johtavat prosessit pintavalutuskentällä. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A. Nro. 193. Helsinki
- Heikkinen, K. & Ihme, R. 1995. Retention of organic Fe-P-colloids from peat mining water in an overland flow wetland treatment system in northern Finland. *Arch. Hydrobiol.* 134: 547-560.



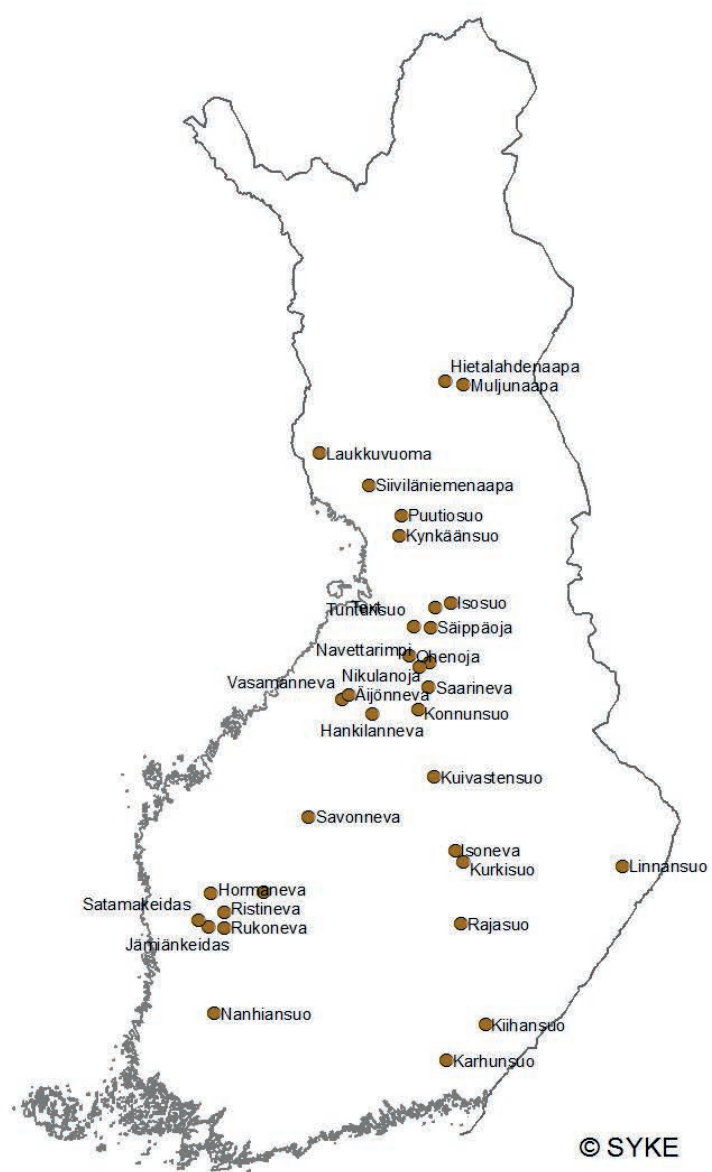
- Heikkinen, K., Ihme, R. & Lakso, E. 1995a. Contribution of cation exchange property of overflow wet-land peat to removal of  $\text{NH}_4^+$  discharged from some Finnish peat mines. *Appl. Geochem.* 10: 207-213.
- Heikkinen, K., Ihme, R., Osmä, A-M. & Hartikainen, H. 1995b. Phosphate removal by peat from peat mining drainage water during overland flow wetland treatment. *J. Environ. Qual.* 24: 597 - 602.
- Heikkinen, K., Savolainen, M., Ihme, R. & Lakso, E. 1999: Suo poistaa turvesuolta tulevaa kuormitusta. *Vesitalous* 1: 28-31.
- Heikkinen, K., Savolainen, M., Ihme, R. & Lakso, E. 2002. Use of overland flow wetland treatment system for the purification of runoff water from peat mining areas – the service life of the system. In: Mander, Ü. & Jenssen, P.D. (eds.) *Natural wetlands for wastewater treatment in cold climates. Advances in Ecological Sciences* 12, WIT Press, The MFK Group, Stevenage, Great Britain.
- Heikkinen, K., Karjalainen, S.M., Kløve, B., Mikkonen, A-K., Kaasinen, E., Ihme, R. & Väisänen, T.S. 2003. Factors affecting the purification efficiency of wetlands constructed on minerotrophic peatlands in Northern Europe. In: Mander, Ü., Vohla, C., & Poom, A. (eds.) *Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale. Publications Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 94, Tartu, p. 99-101
- Huttunen, A., Heikkinen, K. & Ihme, R. 1996. Nutrient retention in the vegetation of an overland flow treatment system in northern Finland. *Aquatic Botany* 55:61-73.
- Hynninen, A., Sarkkola, S., Laurén, A., Koivusalo, H. & Nieminen, M. 2011. Capacity of riparian buffer areas to reduce ammonium export originating from ditch network maintenance areas in peatlands drained for forestry. *Boreal Env. Res.* 16: 430-440.
- Ihme, R. 1991a. Pintavalutus turvetuotannon valumavesien puhdistuksessa. *Lisensiaattityö. Oulun yliopisto, rakentamistekniikan osasto.* 185 s.
- Ihme, R., Heikkinen, K. & Lakso, E. 1991b. Pintavalutus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A.* 75. 192 s.
- Ihme, R., Heikkinen, K. & Lakso, E. 1991c. The use of overland flow for the purification of runoff water from peat mining areas.-*Publications of the Water and Environment Research Institute* 9:3-24.
- Ihme, R., 1994. Use of the overland flow wetland treatment system for the purification of runoff water from peat mining areas. *VTT Publications* 798. Technical Research Centre of Finland. Espoo. 140 p (in Finnish with English summary)
- Ilmatieteenlaitos (2014) Vuoden 2012 säät. <http://ilmatieteenlaitos.fi/vuosi-2012>
- Ishida, C.K., Kelly, J.J., Gray, K.A., 2006. Effects of variable hydroperiods and water level fluctuations on denitrification capacity, nitrate removal, and benthic-microbial community structure in constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 28, 363–373.
- Joensuu, S., Ahti, E., Vuollekoski, M. 1999. The effects of peatland forest ditch maintenance on suspended solids in runoff. *Boreal Environmental Research*, 4, 343-355.
- Johannesson, K. 2011. Analysis of phosphorus retention variations in constructed wetlands receiving variable loads from arable land. *Linköping Studies in Science and Technology Thesis* No. 1482.
- Jonasson, S. & Michelsen, A. 1996. Nutrient cycling in subarctic and arctic ecosystems, with special reference to the Abisko and Torneträsk region. *Ecological Bulletins* 45: 45-52.
- Jordan, T.E., Correll, D.L. & Weller, D.E. 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *J. Environ. Qual.* 22: 467-473.
- Kadlec, R.H. 2005. Nitrogen farming for pollution control. *Journal of Environmental Science and Health* 40:1307-1330.
- Kadlec, R. H. & Knight, R.L. 1996. *Treatment wetlands.* Boca Raton, FL: CRC Press.
- Kadlec, R.H. & Wallace, S.D. 2008. *Treatment Wetlands*, 2nd ed.; CRC Press: Boca Raton, FL, USA.
- Kantonen SH (2011) Turvetuotannon valumavesien ympärivuotinen käsittely pintavalutuskentillä ja muilla kosteikoilla. *Diplomityö, Oulun yliopisto.* <http://www oulu.fi/poves/pages/publ/dipl/sarikantonen.pdf>
- Karjalainen, S. M., Marttila, H. & Hellsten, S. (toim.). 2015. Turvemaiden käytön vesistövaikutukset latvavesistöissä – Bio-Tar-hankkeen loppuraportti (käsikirjoitus). <http://www.syke.fi/download/noname/%7BB7C83B8A-2235-474F-A9F0-31CD50337820%7D/101590>
- Keinänen, M., Peuranen, S., Nikinmaa, M., Tigerstedt, C. & Vuorinen, P. J. 2000. Comparison of the responses of the yolk-sac fry of pike (*Esox lucius*) and roach (*Rutilus rutilus*) to low pH and aluminium: sodium influx, development and activity. *Aquatic Toxicology* 47: 166-172.
- Kløve, B., 2001. Characteristics of nitrogen and phosphorus loads in peat mining wastewater. *Water Research* 35 (10), 2353-2362.

- Kløve, B., Saukkoriipi, J., Tuukkanen, T., Heiderscheidt, E., Heikkinen, K., Marttila, H., Ihme, R., Depre, L., Karppinen, A., 2012a. Turvetuotannon vesistökuormituksen ennakointi ja uudet hallintamenetelmät. Suomen Ympäristö 35/2012. 35 s.
- Kløve, B., Tuukkanen, T., Marttila, H., Postila, H. & Heikkinen, K. 2012b. Turvetuotannon kuormitus. Kirjallisuuskatsaus ja asiantuntija-arvio turvetuotannon vesistökuormitukseen vaikuttavista tekijöistä. TASO-hankkeen julkaisuja.
- Koerselman, W., Van Kerkhoven, M.B., and Verhoeven, J.T.A. 1993. Release of N, P and K in peat soils; effect of temperature, water chemistry and water level. *Biogeochemistry*, 20, 63-81.
- Kortelainen, P., Saukkonen, S., and Mattsson, T., 1997. Leaching of nitrogen from forested catchments in Finland. *Global Biogeochemical Cycles*, 11(4), 627-638.
- Kuusisto E (1980) On the values and variability of degree-day melting factor in Finland. *Nord Hydrol* 235-242.
- Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T. & Salminen, R. 1996. Suomen geokemian atlas, osa 3. Ympäristögeokemia – purovedet ja sedimentit. Geologian tutkimuslaitos. 218 s.
- Laiho R., Sallantausta T., Laine J. 1999. The effect of forestry drainage on vertical distributions of major plant nutrients in peat soils. *Plants and soil*. 207: 169-181.
- Laine, A. & Heikkinen, K. 2000. Peat mining increasing fine-grained organic matter on the riffle beds of boreal streams. *Arch. Hydrobiol.* 148:9-24.
- Laine, A., Heikkinen, K. & Sutela, T. 2001. Incubation success of brown trout (*Salmo trutta*) eggs in boreal humic rivers affected by peatland drainage. *Arch. Hydrobiol.* 150 (2): 289-305.
- Laudon, H., Seibert, J., Köhler, S., and Bishop, K. 2004 Hydrological flow paths during snowmelt: Congruence between hydrometric measurements and oxygen 18 in meltwater, soil water, and runoff, *Water Resources Research*, 40(3)
- Lepistö, A., Andersson, L., Arheimer, B., and Sundblad, K. 1995. Influence of catchment characteristics, forestry activities and deposition on nitrogen export from small forested catchments, *Water, Air, and Soil Pollution*, 84(1-2), 81-102.
- Marttila, H., Kløve, B., 2008. Erosion and delivery of deposited peat sediment. *Water Resources Research* 44 (W06406).
- Marttila, H., Kløve, B., 2010. Managing runoff, water quality and erosion in peatland forestry by peak runoff control. *Ecol. Eng.* 36, 900-911.
- Meriläinen, J. J. 1989. Impact of an acid, polyhumic river on estuarine zoobenthos and vegetation in the Baltic Sea, Finland. Väitöskirja. Jyväskylän yliopisto. 48 s.
- MMM 2011. Valtioneuvoston soiden ja turvemaiden kestävää ja vastuullista käyttöä ja suojelua koskevan periaatepäätöksen (30.8.2012) taustaraportti: Ehdotus soiden ja turvemaiden kestävän ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi. Työryhmämuistio, MMM 2011:1. Saatavissa pdf-tiedostona: [http://www.mmm.fi/attachments/ymparisto/suojaturvemaa/6B0jteT7Q/suoperiaatepaatos\\_taustraraportti\\_syyskuu\\_2012\\_.pdf](http://www.mmm.fi/attachments/ymparisto/suojaturvemaa/6B0jteT7Q/suoperiaatepaatos_taustraraportti_syyskuu_2012_.pdf)
- Myllynen, K., Ojutkangas, E. & Nikinmaa, M. 1997. River water with high iron concentration and low pH causes mortality of lamprey roe and newly hatched larvae. *Ecotoxicology and environmental safety* 36: 43-48.
- Nozaic, D. J., Freese, S. D., Thompson, P., 2001. Long term experience in the use of polymeric coagulants at Umgeni Water. *Water Science and technology: Water supply* 1(1), 43-50.
- Nystrand, M.I. & Österholm, P. 2013. Metal species in a Boreal river system affected by acid sulfate soils. *Applied Geochemistry* 31, s. 133 – 141.
- Oulun Vesi, 2012. Toimintakertomus.
- Phipps, R.G., Crumpton, W.G., 1994. Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. *Ecol. Eng.* 3, 399-408.
- Puustinen, M., Koskiäho, J., Jormola, J., Järvenpää, L., Karhunen, A., Mikkola-Roos, M., Pitkänen, J., Riihimäki, J., Svensberg, M. & Vikberg, P. 2007. Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen suunnittelu ja mitoitus. Suomen ympäristö 21. 77 s.
- Postila, H. 2007. Soistuvien metsäojitettujen turvemaiden käyttö vesiensuojelurakenteena turvetuotannon vesienpuhdistuksessa. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen raportteja 6/2007. Edita Prima Oy, Helsinki 2007, 111 s.
- Postila, H., Heikkinen, K., Saukkoriipi, J., Karjalainen S.M., Kuoppala, M., Härkönen, J., Visuri, M. Ihme, R. & Kløve, B. 2011. Turvetuotannon valumavesien ympärivuotinen käsittely. Suomen ympäristö 30, 155 s.
- Postila, H., Saukkoriipi, J., Heikkinen, K., Karjalainen, S.M., Kuoppala, M., Marttila, H. & Kløve, B. 2014. Can treatment wetlands be constructed on drained peatlands for efficient purification of peat extraction runoff? *Geoderma* 228-229, (33-43).

- Pöyry, 2012. Pohjois-Pohjanmaan turvetuotantosoiden päästötarkkailu vuonna 2012.
- Richardson, C.J. & Nichols, D.S. 1985. Ecological analysis of wastewater management criteria. Julk: Godfrey, P.J., Kaynor, E.R., Pelczarski, S. & Benforado, J. (eds.): Ecological considerations in wetland treatment of municipal wastewater. New York, Van Nostrand Reinhold Company. s. 350 – 388.
- Sallantausta, T. 1983. Turvetuotannon vesistökuormitus. Helsinki. Kauppa- ja teollisuusministeriön energiaosaston julkaisuja D:29. 122 s.
- Savolainen, M., Heikkinen, K., Ihme, R. 1996. Turvetuotannon vesiensuojeluohjeisto. Ympäristöopas 6. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. ISBN: 9521100486, 9789521100482. 86 s.
- SFS 3036. Veden kemiallisen hapen kulutuksen (Cod<sub>Mn</sub> tai KMnO<sub>4</sub> –luvun) määrittäminen. Hapetus permanganaatilla. Suomen standardisoimisliitto. 1981. 2. painos.
- Silvan, N., Vasander, H. & Laine, J. 2004. Vegetation is the main factor innutrient retention in a constructed wetland buffer zone. Plant and Soil 258:179-187.
- Silvan, N., Sallantausta, T., Vasander, H. & Laine, J. 2005. Hydraulic nutrient transport in a restored peatland buffer. Boreal Env. Res. 10. 203-210.
- Spieles, D.J. & Mitsch, W.J. 2000. The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. Ecol. Eng. 14:77-91
- Spry, D. J. & Wiener, J. G. 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish in low-alkalinity lakes: A critical review. Environmental Pollution 71: 243-304.
- Suomen ympäristökeskus 2014. Vesistöjen ravinnekuormitus ja luonnon huuhtouma. (Viitattu 26.2.2015, Julkaistu 30.8.2013 klo 10.52, päivitetty 22.8.2014 klo 12.34) Saatavissa: [http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat\\_ja\\_tilastot/Vesistojen\\_ravinnekuormitus\\_ja\\_luonnon\\_huuhtouma](http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat_ja_tilastot/Vesistojen_ravinnekuormitus_ja_luonnon_huuhtouma)
- Sutela, T., Vuori, K.-M., Louhi, P., Hovila, K., Jokela, S., Karjalainen S. M., Keinänen, K., Rask, M., Teppo, A., Urho, L., Vehanen, T., Vuorinen, P. J., & Österholm, P. 2012. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutukset ja kala-kuolemat Suomessa. Suomen ympäristö 14/2012. Suomen ympäristökeskus.
- Svahnäck, L. 2007. Precipitation-induced runoff and leaching from milled peat extraction mires by peat types: A comparative method for estimating the loading of water bodies during peat production. Väitöskirja. Helsingin yliopisto.
- Tattari, S., Koskiahjo J., Kosunen, M. 2014. Turvetuotannon kuormituslaskentasuositus ja perustelut sen käyttöönotolle. Suomen ympäristökeskus. Jyväskylä.
- Tiitinen, R. 1981. Vesien happamuuteen vaikuttavista tekijöistä alunamaa-alueilla. Vesihallituksen monistesarja 69. 56. s
- Toe, S. 2003. A treatment wetland used for polishing tertiary effluent from a sewage treatment plant: performance and processes. Phdthesis. Biology. Utrecht, Utrecht.
- Tolhurst, T.J., Black, K.S., Shayler, S.A., Mather, S., Black, I., Baker, K., Paterson, D.M. 1999. Measuring the in situ erosion shear stress of intertidal sediments with the cohesive strength meter (CSM). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 49, 281–294.
- Turveteollisuusliitto (Association of Finnish Peat Industries), 2010. Water treatment methods in peat production. Web document: [http://old.peatociety.org/user\\_files/files/jkl%20seminars%202010/technology/vayrynen\\_water\\_treatment11%206%202010.pdf](http://old.peatociety.org/user_files/files/jkl%20seminars%202010/technology/vayrynen_water_treatment11%206%202010.pdf).
- Tuukkanen, T., Marttila, H., Kløve, B. 2014. Effect of soil properties on peat erosion and suspended sediment delivery in drained peatlands. Water Resources Research, 50, 3523-3535.
- United States Department of Agriculture, 1986, Urban hydrology of small watershed: Technical release 55 (TR-55) (Second Edition ed). Natural Resources Conservation Engineering Division.
- Vapo Oy. 2012. Kemikalointiyhteenveto. Julkaisematon aineisto.
- Vikman, A., Sarkkola, S., Koivusalo, H., Sallantausta, T., Laine, J., Silvan, N., Nousiainen, N. & Nieminen, M. 2010. Nitrogen retention by peatland buffer areas at six forested catchments in southern and central Finland. Hydrobiologia (2010) 641: 171-183.
- Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Sci. Tot. Environ. 380: 48-65.
- Vymazal, J. 2010. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Water 2010 (2): 530-549.
- Vymazal, J. & Kröpfelová, L. 2008. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow; Springer: Dordrecht, the Netherlands.

- Vuori, K.-M. 2007. Happamuuden ja metallien vaikutukset vesistöissä – happamat sulfaattimaat ja ilmastonmuutos yhteinen uhka vesien ekologiselle tilalle. Happamat sulfaattimaat –seminaari 20.4.2007. Kokkola.
- Waddington, J.M., Tóth, K., Bourbonniere. 2008. Dissolved organic carbon export from a cutover and restored peatlands. *Hydrological Processes*, 22, 2215-2224. Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S. M., Kauppila, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Ruuskanen, A., Siimes, K., Sutela, T., Vehanen, T. & Vuori, K.-M. 2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012-2013 – päivitetty arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012. Suomen ympäristökeskus.
- Ympäristöministeriö 2013. Turvetuotannon ympäristönsuojeluohje. Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2013, Ympäristöministeriö, Luontoympäristöosasto, Helsinki 2013. Julkaisu on saatavana vain internetistä: [www.ym.fi/julkaisut](http://www.ym.fi/julkaisut).
- Åström, M., Aaltonen, E.-K., and Koivusaari, J. 2004. Changes in leaching patterns of nitrogen and phosphorus after artificial drainage of a boreal forest – a paired catchment study in Lappajärvi, western Finland. *Boreal environmental research* 10, 67-78.

## LIITE 1



Kuva 1. Hankkeen tutkimuskohteet ja niiden sijainti. Kuva: Minna Kuoppala.

Taulukko 1. Tutkimuksen eri osatehtävissä mukana olleet turvetuotantoalueet, vesienkäsittelyratkaisut ja niiden ominaisuuksia.

| Turvetuotantoalueen nimi | Paikkakunta        | Seurattu vesienkäsittelyratkaisu | Mukana osatutkimuksessa:    |                            |                |           |  |
|--------------------------|--------------------|----------------------------------|-----------------------------|----------------------------|----------------|-----------|--|
|                          |                    |                                  | Kemiallinen vesienkäsittely | Kuormituksen muodostuminen | Ääriolosuhteet | Kosteikot |  |
| Hankilaneva              | Kärsämäki          | opvk 1                           |                             |                            |                | x         |  |
| Hietalahdenaapa          | Kemijärvi          | pvk 1                            |                             | x                          |                |           |  |
| Hormaneva                | Kauhajoki          | pohj. pvk                        |                             | x                          |                | x         |  |
| Isonneva                 | Suonenjoki         | pvk                              |                             | x                          |                |           |  |
| Isosuo                   | Utajärvi           | pvk 2-3                          |                             |                            |                | x         |  |
| Jämiänkeidas             | Kankaanpää         | ruoko-helpiallas                 |                             | x                          |                |           |  |
| Karhunsuo                | Anjalankoski       | pvk                              |                             | x                          |                |           |  |
| Kiihansuo                | Savitaipale        | pvk                              |                             | x                          |                |           |  |
| Konnunsuo                | Pyhäntä            | pvk 2                            |                             | x                          |                |           |  |
| Korentosuo               | Utajärvi           | pvk 1 ja 2                       |                             |                            | x              | x         |  |
| Kuivastensuo             | Pielavesi          | pvk                              |                             | x                          |                | x         |  |
| Kurkisuo                 | Suonenjoki         | kem                              | x                           |                            |                |           |  |
| Kynkänsuo                | Oulu               | pvk 1                            |                             |                            |                | x         |  |
| Laukkuvuoma              | Tornio             | pvk 1                            |                             | x                          |                |           |  |
| Linnansuo                | Joensuu            | pvk 1                            |                             | x                          |                | x         |  |
| Luomaneva                | Kärsämäki          | opvk                             |                             |                            |                | x         |  |
| Muljunaapa               | Kemijärvi          | pvk 2                            |                             | x                          |                |           |  |
| Nanhiansuo               | Huittinen          | pvk 2                            |                             | x                          |                | x         |  |
| Navettarimpi             | Vaala / Siikalatva | kem                              | x                           |                            |                |           |  |
| Pehkeensuo               | Utajärvi           | opvk                             |                             |                            |                | x         |  |
| Puutiosuo                | Kuivaniemi         | pvk 2-3                          |                             | x                          |                | x         |  |
| Rajasuo                  | Haukivuori         | pvk                              |                             | x                          |                | x         |  |
| Ristineva                | Parkano            | pvk                              |                             | x                          |                |           |  |
| Rukoneva                 | Parkano            | pvk                              |                             |                            |                | x         |  |
| Saariaapa                | Simo               | pvk                              |                             |                            |                | x         |  |
| Saarineva                | Pyhäntä            | opvk                             |                             |                            |                | x         |  |
| Sarvanneva               | Virrat             | pvk                              |                             | x                          |                |           |  |
| Satamakeidas             | Honkajoki          | pvk                              |                             | x                          |                |           |  |
| Savonneva                | Kyyjärvi           | pvk 1                            |                             | x                          |                |           |  |
| Siiviläniemen aapa       | Simo               | pvk 1                            |                             | x                          |                |           |  |
| Tunturisuo               | Utajärvi           | kem                              | x                           |                            |                |           |  |
| Vasamaneva               | Ylivieska          | pvk                              |                             |                            |                | x         |  |
| Äijönneva                | Haapavesi          | opvk                             |                             |                            |                | x         |  |

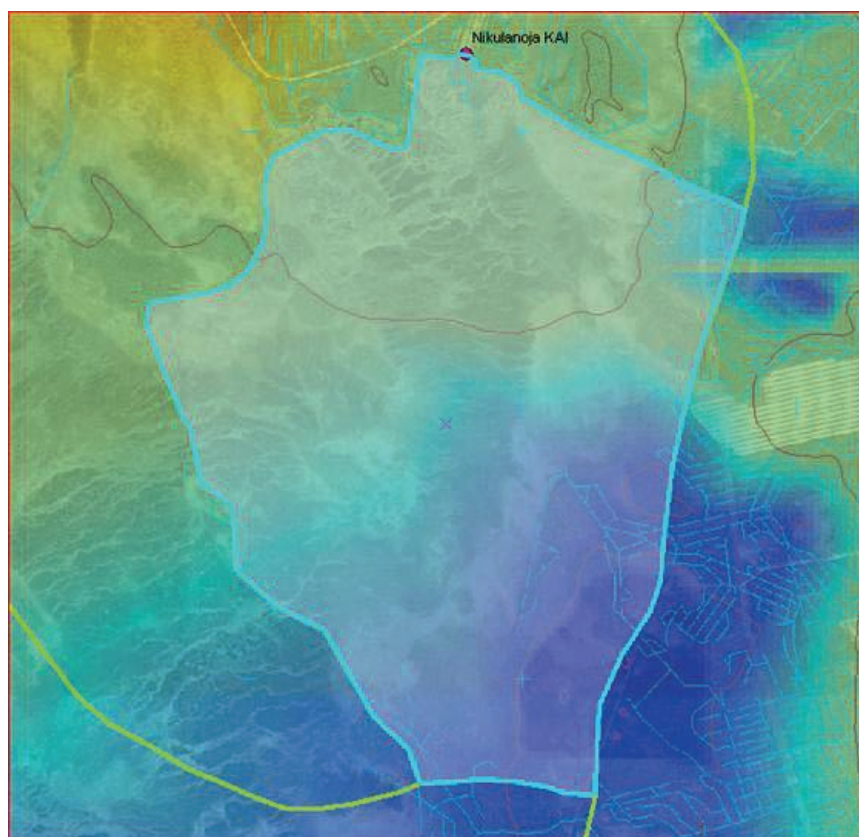


## Luonnontilaiset vertailualueet

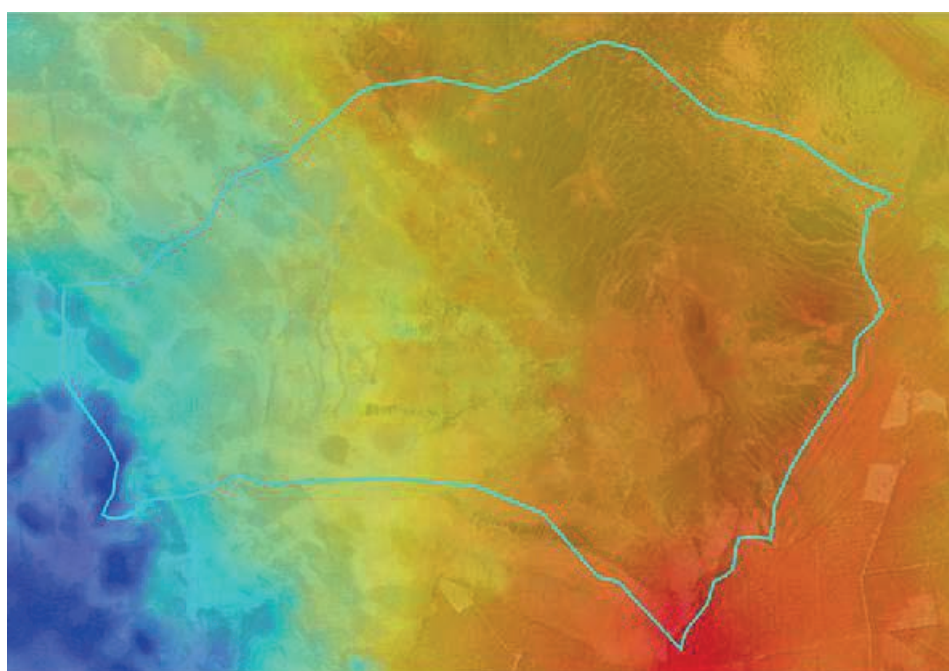
Referenssikohteina käytettyjen luonnonojien valuma-alue jakautuu maankäytöllisesti taulukossa 2 esitetyllä tavalla. Nikulanoja on ravinteisuustasoltaan oligo-mesotrofinen (keskiravinteinen), Ohenoja mesotrofinen (keskiravinteinen) ja Säippäoja oligotrofinen (karu). Kartat on esitetty kuvissa 1-3.

Taulukko 2. Luonnontilaisten vertailualueiden valuma-alueiden tyypittely.

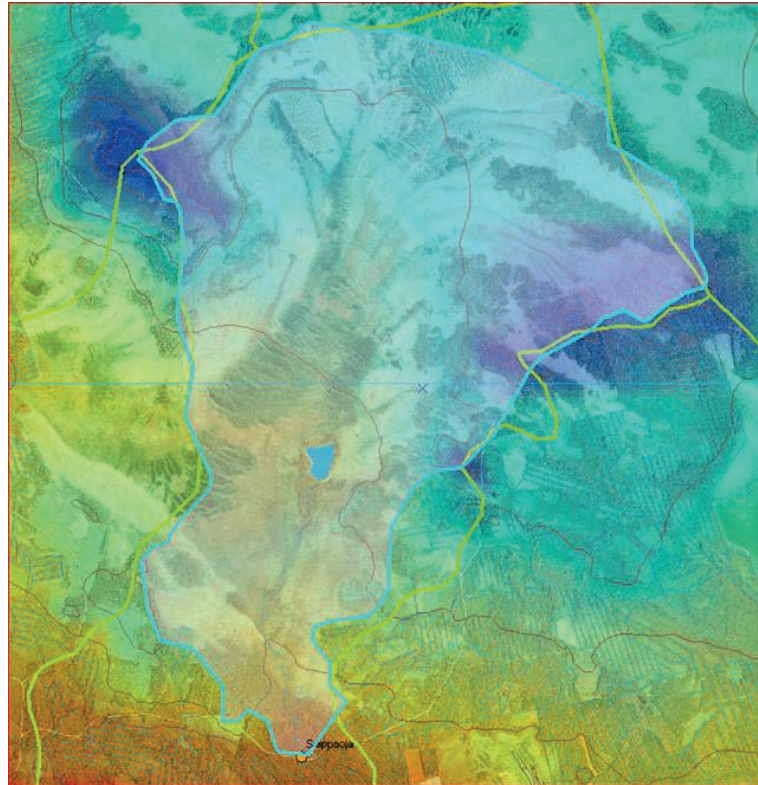
| Luokka   | Nikulanoja | Ohenoja | Säippäoja |
|--|------------|---------|-----------|
| Lehtimetsät kivennäismaalla                        | 0          | 0       | 0,03      |
| Lehtimetsät turvemaalla                            | 0,03       | 0,04    | 0,16      |
| Havumetsät kivennäismaalla                         | 11,41      | 6,98    | 8,73      |
| Havumetsät turvemaalla                             | 7,45       | 3,77    | 1,83      |
| Havumetsät kalliomaalla                            | 0,09       | 0,04    | 0,24      |
| Sekametsät kivennäismaalla                         | 1,08       | 0,64    | 3,09      |
| Sekametsät turvemaalla                             | 1,18       | 0,93    | 0,96      |
| Harvapuustoiset alueet , cc <10%                   | 1,1        | 1,05    | 1         |
| Harvapuustoiset alueet, cc 10-30%, kivennäismaalla | 3,84       | 4,64    | 9,16      |
| Harvapuustoiset alueet, cc 10-30%, turvemaalla     | 11,61      | 24,17   | 10        |
| Harvapuustoiset alueet, cc 10-30%, kalliomaalla    | 0          | 0       | 0,15      |
| Kalliomaat   | 0          | 0       | 0,4       |
| Avosuot  | 62,21      | 57,74   | 63,96     |
| Turvetuotantoalueet                                | 0          | 0       | 0         |
| Järvet   | 0          | 0       | 0,28      |
| Ojittamaton turvemaa                               | 75,66      | 86,77   | 73,98     |
| Ojitettu turvemaa                                  | 7,35       | 0,19    | 3,1       |
| Yhteensä %   | 100        | 100     | 99,99     |



Kuva 2. Nikulanojan näytteenottopisteen valuma-alue (pinta-ala 3,65 km<sup>2</sup>). Kuva: Minna Kuoppala.



Kuva 3. Ohenojan näytteenottopisteen valuma-alue (pinta-ala 9,65 km<sup>2</sup>). Kuva: Minna Kuoppala.



Kuva 4. Säippäojan näytteenottopisteen valuma-alue (pinta-ala 9,46 km<sup>2</sup>). Kuva: Minna Kuoppala.

## KUVAILULEHTI

|  |   |                               |
|--|---|-------------------------------|
| Julkaisija   | Suomen ympäristökeskus (SYKE)   | Julkaisu-aika<br>Kesäkuu 2015 |
| Tekijä(t)  | Anssi Karppinen ja Heini Postila (toim.)  |                               |
| Julkaisun nimi   | <b>Turvetuotannon vesistökuormituksen muodostuminen ja sen hallintamahdollisuuksia – Sulka hankkeen loppuraportti</b>   |                               |
| Julkaisusarjan nimi ja numero                            | Suomen ympäristökeskuksen raportteja 23/2015  |                               |
| Julkaisun teema  |   |                               |
| Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut | Julkaisu on saatavana Internetistä: <a href="http://www.syke.fi/julkaisut">www.syke.fi/julkaisut</a>   <a href="http://helda.helsinki.fi/syke">helda.helsinki.fi/syke</a>   |                               |
| Tiivistelmä  | <p>Sulka -hankkeen tavoitteena oli selvittää turvetuotannon vesistökuormituksen muodostumista ja sen hallintamahdollisuuksia: 1) kevättulvien ja rankkasateiden aiheuttamia virtaamia ja niiden aikaista vesienhallintaa, 2) turvetuotantoalueilla muodostuvaan kuormitukseen vaikuttavia tekijöitä, 3) pintavalutuskenttien tehokkuutta ja vaikutusta veden laatuun, sekä tehokkuuteen vaikuttavia tekijöitä 4) kemiallisen vesienkäsittelyn toimivuutta, vaikutusta käsiteltävän veden laatuun ja kehittämismahdollisuuksia.</p> <p>Kevättulvien ja rankkasateiden aiheuttamien virtaamien sekä veden laadun vaihtelujen tarkasteluja varten kerättiin aineistoa Korentosuo- turvetuotantoalueelta ja sitä käsiteltiin mallisovellusten avulla. Valuma-alue- ja maaperäominaisuuksien vaikutusta eroosioon ja kiintoaineen kulkeutumiseen sekä ravinteiden huuhtoutumiseen turvetuotantoalueilta selvitettiin 20 alueelta kootusta seuranta-aineistosta. Pintavalutuskenttien toimivuutta, niiltä lähtevän veden laatua ja toimivuuteen vaikuttavia tekijöitä tarkasteltiin maastonäytteenottojen ja olemassa olevan velvoitetarkkailuaineiston perusteella. Lisäksi tarkasteltiin turpeen alkuainepitoisuuksien vaikutusta fosforin pidätykseen ja testattiin kahdella pintavalutuskentällä sorptiomateriaalien käyttöä fosforin pidätyksessä. Kemiallisen vesienkäsittelyn toimivuutta ja siihen vaikuttavia tekijöitä tarkasteltiin kahdella kohteella ja laboratoriotutkimuksin.</p> <p>Tutkimuksen perusteella vedenlaatu voi lumensulannan aikana vaihdella voimakkaasti. Kuormituksen muodostumiseen vaikuttavat mm. turpeen maatuneisuusaste ja valuntatilanne. Reduktiot vaihtelivat huomattavasti. Pintavalutuskenttien avulla ei voida poistaa humusta, mutta niiden avulla voidaan kuitenkin poistaa kiitettävästi kiintoainetta ja rautaa, parhaimmillaan jopa luonnontilaisten suoalueiden vedenlaadun tasolle. Merkittäviä pintavalutuskenttien toimintaan vaikuttavia tekijöitä ovat pintavalutuskentän valutuspituus, pituus, kaltevuus ja kentän käyttöaste kuivana kautena sekä pintavalutuskentän turpeen fosforipitoisuus. Sorptiomateriaaleista ei vielä saatu toimivia käytännön ratkaisuja. Kemiallisen vesienkäsittelyn avulla voidaan poistaa turvetuotannon valumavedestä humusta ja fosforia. Käsittely voi kuitenkin aiheuttaa myös negatiivisia muutoksia käsiteltävän veden laatuun. Orgaaniset polymeerit näyttävät laboratoriotulosten perusteella soveltuvan rautasulfaatin ohella koagulantiksi; lisäksi apuaineiden avulla voidaan saavuttaa merkittävä pienennys rautakemikaalin annosteluun. Molemmat em. menetelmät vaativat vielä käytännön mittakaavan lisätutkimusta.</p> |                               |
| Asiasanat  | Turvetuotanto, hydrologia, kuormitus, valunta, vedenlaatu, pintavalutuskentät, kemiallinen saostus  |                               |
| Rahoittaja/toimeksiantaja                                | Vapo Oy   |                               |
|  | ISSN 1796-1726 (verkkoj.)   | ISBN 978-952-11-4503-2 (PDF)  |
|  | ISSN 1796-1718 (pain.)  | ISBN 978-952-11-4502-5 (nid.) |
|  | Sivuja<br>126   | Kieli<br>suomi                |
|  | Luottamuksellisuus<br>julkinen  |                               |
| Julkaisun jakelu   | Suomen ympäristökeskus (SYKE),<br>PL 140, 00251, Helsinki<br>Sähköposti: <a href="mailto:neuvonta.syke@ymparisto.fi">neuvonta.syke@ymparisto.fi</a>   |                               |
| Julkaisun kustantaja                                     | Suomen ympäristökeskus (SYKE), <a href="http://syke.fi">syke.fi</a><br>PL 140, 00251, Helsinki<br>Puh. 0295 251 000   |                               |
| Painopaikka ja -aika                                     | Kopio-Niini Oy, Helsinki 2015   |                               |

## PRESENTATIONSBLAD

|  |  |   |
|--|--|---|
| Utgivare   | Finlands miljöcentral (SYKE)   | Datum<br>Juni 2015  |
| Författare   | Anssi Karppinen & Heini Postila (redigerat)  |   |
| Publikationens titel   | Processer och kontrollmöjligheter för avrinning och ämnestransport från torvtäcker<br>– Sulka projektets slut rapport  |   |
| Publikationsserie<br>och nummer                                    | Finlands miljöcentrals rapporter 23/2015   |   |
| Publikationens tema  |  |   |
| Publikationens delar/<br>andra publikationer<br>inom samma projekt | Publikationen finns på internet: <a href="http://www.syke.fi/publikationer">www.syke.fi/publikationer</a>   <a href="http://helda.helsinki.fi/syke">helda.helsinki.fi/syke</a>   |   |
| Sammandrag   | <p>SULKA forskningsprojektet hade som mål att undersöka 1) vårflödenas och störtregnets betydelse för torvtäckernas avrinning och dess vattenreglering, 2) vattenkvalitetsprocesser som leder till avrinning och förorening, 3) våtmarkers funktion, betydning och effektivitet som åtgärder för vattenrening och vattenskydd, 4) kemisk rening som reningsalternativ, dess effektivitet och utvecklingspotential.</p> <p>För att studera vårflödena och störtregnets betydelse för avrinning och ämnestransport samlades data in från Korentosuo torvtäkt som blev sen modellerat. Nedbörnsområdets egenskaper och jordkvalitet undersöktes för att förklara variation i erosion och sedimenttransport i tidigare insamlat observationsdata från 20 torvtäckter. Våtmarkernas funktion och orsaker till ändringar i vattenkvaliteten (avrinning) undersöktes från fältobservationer och rapporterad miljökontrolldata. Torvens egenskaper blev jämfört mot dess förmåga att adsorbera fosfor. Effekten av filtermaterial i fosfor retention blev undersökt i två våtmarker. Kemisk avloppsrening blev undersökt i två fältlokaler och i laboratorieundersökningar.</p> <p>Forskningens resultat visar att vattenkvaliteten under snösmältningen varierar kraftigt med rent avrinningsvatten i början av smältperioden. Vattenkvaliteten varierar med torvens humifieringsgrad och avrinningssituation. Med våtmarker kan man inte reducera humusämnen, men bra retention av suspenderat material och järn observerades ned till koncentrationer nära naturliga torvmarkens bakgrundskoncentration. De viktigaste faktorerna som kontrollera våtmarkers retentionsförmåga var våtmarkens avrinningslängd, längden på våtmarken, dess lutning och effektivt strömningsareal i torra perioder samt torvens fosforkoncentration. Praktiska lösningar för effektiv användning av filtermaterial hittades inte. Med kemisk rening kan man fälla fosfor och humus från avrinningsvattnet. Reningen kan dock medföra negativa ändringar i vattenkvaliteten. Organiska polymerer värker fungera i tillägg till järnsulfat som bra koagulanter och flockulanter som reducerar järnkemikaliers dosering, med detta kräver ännu fullskala fältförsök.</p> |   |
| Nyckelord  | Torvproduktion, hydrologi, belastning, avrinning, vattenkvalitet, sipplvattenrening på lutande markbädd, kemisk fällning   |   |
| Finansiär/<br>uppdragsgivare                                       | Vapo Oy  |   |
|  | ISSN 1796-1726 (online)<br>ISSN 1796-1718 (print)  | ISBN 978-952-11-4503-2 (PDF)<br>ISBN 978-952-11-4502-5 (hft.) |
|  | Sidantal<br>126  | Språk<br>finska   |
|  | Offentlighet<br>Offentlig  |   |
| Distribution   | Finlands miljöcentral (SYKE),<br>PB 140, 00251 Helsingfors<br>Epost: <a href="mailto:neuvonta.syke@ymparisto.fi">neuvonta.syke@ymparisto.fi</a>  |   |
| Förläggare   | Finlands miljöcentral (SYKE),<br>PB 140, 00251 Helsingfors<br>Tel. 0295 251 000  |   |
| Tryckeri/tryckningsort<br>-år                                      | Kopio-Niini Oy, Helsingfors 2015   |   |

## DOCUMENTATION PAGE

|  |   |   |
|--|---|---|
| Publisher  | Finnish Environment Institute (SYKE)  | Date<br>June 2015   |
| Author(s)  | Anssi Karppinen & Heini Postila (editors)   |   |
| Title of publication                                   | The formation of peat extraction related water pollution and its management opportunities – Final report of the SulKa project   |   |
| Publication series and number                          | Reports of the Finnish Environment Institute 23/2015  |   |
| Theme of publication                                   |   |   |
| Parts of publication/<br>other project<br>publications | The publication is available in the internet: <a href="http://www.syke.fi/publications">www.syke.fi/publications</a>   <a href="http://helda.helsinki.fi/syke">helda.helsinki.fi/syke</a>   |   |
| Abstract   | <p>The main objectives of the Sulka study was to evaluate: 1) discharge occurring during spring floods and rainstorms and suitable impact control measures; 2) processes involved in the formation of runoff water pollutant load and possible affecting factors; 3) the efficiency of overland flow area (OFA) their impact on water quality and factors affecting their efficiency, 4) the functionality of chemical treatment method, it's impact on water quality and possible optimization measures.</p> <p>Variations in discharge caused by spring floods and rainstorms as well as impact control measures were evaluated via analysis of discharge data collected in Korentosuo peat extraction area and process modeling. The influence of watershed characteristics and soil properties on erosion, transport of suspended solids and leaching of nutrients from peat production areas were evaluated based on data collected from 20 sites. Water quality data was used in the evaluation of OFA efficiency, factors affecting purification results and their impact on water quality. The impact of peat properties on the efficiency of phosphorus (P) retention on OFA was studied. The possibility to enhance P retention with the application of sorption materials was also carried out. The functionality of chemical treatment method, its impact on water quality and possible optimization measures were evaluated via field measurements in two sites and via laboratory tests.</p> <p>The quality of the water discharging from peat extraction sites was found to vary significantly during snow melt events; containing the lowest load at the beginning of the snow melt period. The formation of the pollutant load is affected e.g. by peat decomposition rate and discharge. Generally, OFA to not retain humic substances but are effective in retaining suspended solids and iron; often achieving water quality levels comparable to pristine areas. Factors which affect the efficiency of OFA are e.g. flow path length, slope and the concentration of P in the soil. No viable practical utilization of sorption materials was found. Chemical treatment was found to effectively remove humic substances and nutrients from runoff waters. However, chemical treatment can cause detrimental effects in the quality of the water. Laboratory experiments found that the organic polymers can be used as coagulants and flocculants chemicals. When used as flocculants a substantial decrease in main coagulant, ferric sulphate, can be achieved. However, further research including real scale tests are needed regarding the use of polymers.</p> |   |
| Keywords   | Peat production, hydrology, loading, runoff, water quality, overland flow area  |   |
| Financier/<br>commissioner                             | Vapo Oy   |   |
|  | ISSN 1796-1726 (online)<br>ISSN 1796-1718 (print.)  | ISBN 978-952-11-4503-2 (PDF)<br>ISBN 978-952-11-4502-5 (pbk.) |
|  | No. of pages<br>126   | Language<br>Finnish   |
|  | Restrictions<br>public  |   |
| Distributor  | Finnish Environment Institute (SYKE),<br>P.O. Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland<br>Email: <a href="mailto:neuvonta.syke@ymparisto.fi">neuvonta.syke@ymparisto.fi</a>  |   |
| Financier<br>of publication                            | Finnish Environment Institute (SYKE), P.O. Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland<br>Phone +358 295 251 000  |   |
| Printing place<br>and year                             | Kopio-Niini Oy, Helsinki 2015   |   |





Turvetuotantoalueella syntyvän kuormituksen suuruuteen vaikuttavat monet tekijät, mm. maaperän ominaisuudet, kuten turpeen maatuneisuusaste ja valunnan suuruus. Syntyvää kuormitusta vähennetään mm. pintavalutuskenttien ja kemiallisen vesienkäsittelyn avulla. Tässä työssä on käyty läpi 1) kevättulvien ja rankkasateiden aiheuttamia virtaamia ja niiden aikaista vesienhallintaa, 2) turvetuotantoalueella muodostuvaan kuormitukseen vaikuttavia tekijöitä, 3) pintavalutuskenttien tehokkuutta ja vaikutusta veden laatuun ja niiden tehokkuuteen vaikuttavia tekijöitä 4) kemiallisen vesienkäsittelyn toimivuutta, vaikutusta käsiteltävän veden laatuun ja kehittämismahdollisuuksia.

SulKa-hankkeen toteuttajina vuosina 2011-2014 ovat toimineet Suomen ympäristökeskuksen Oulun toimipaikka ja Oulun yliopiston Vesi- ja ympäristötekniikan tutkimusryhmä. Hankkeen rahoituksesta on vastannut Vapo Oy.



ISBN 978-952-11-4502-5 (nid.)

ISBN 978-952-11-4503-2 (PDF)

ISSN 1796-1718 (pain.)

ISSN 1796-1726 (verkkoj.)